

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra aplikované geoinformatiky a kartografie

Studijní program: Geografie (navazující magisterské studium)

Studijní obor: Kartografie a geoinformatika



Bc. Lenka HLADÍKOVÁ

**MONITOROVÁNÍ CHEMICKÝCH PARAMETRŮ
POVRCHOVÝCH DŮLNÍCH VOD
Z HYPERSPEKTRÁLNÍCH OBRAZOVÝCH DAT**

Diplomová práce

**MONITORING OF CHEMICAL PARAMETERS OF MINING
WATERS FROM HYPERSPECTRAL IMAGE DATA**

Master degree thesis

Vedoucí práce: RNDr. Lucie Kupková, Ph. D.

Konzultantka: Mgr. Veronika Kopačková

Praha 2012

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně za použití všech řádně citovaných pramenů. Také jsem si vědoma toho, že případné využití výsledků této práce je možné pouze s písemným souhlasem Univerzity Karlovy v Praze. Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci vypůjčovatelů.

V Praze dne 28. srpna 2012

.....

Lenka Hladíková

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala všem lidem, bez kterých by tato diplomová práce nemohla vzniknout. Děkuji Mgr. Veronice Kopačkové za odborné konzultace a rady při zpracování dat, RNDr. Lucii Kupkové, Ph.D za vedení práce a věcné připomínky. Velký dík patří Janu Mišurcovi za konzultace problematiky hyperspektrálních dat. Nesmírně si cením podpory rodičů a mého přítele nejen při tvorbě této práce, ale i během celého studia.

Monitorování chemických parametrů povrchových důlních vod z hyperspektrálních obrazových dat

Abstrakt

Předkládaná diplomová práce se zabývá využitím hyperspektrálních obrazových dat pro monitorování kvality důlních vod. Zájmovou oblastí práce jsou vodní plochy v Sokolovské hnědouhelné pánvi čelící mnoha environmentálním problémům spojených s těžbou hnědého uhlí. Hlavním zdrojem dat jsou letecká hyperspektrální obrazová data pořízená senzorem HyMap z let 2009 a 2010 a pozemní měření chemických a fyzikálních parametrů vybraných vod. Praktická část práce je zaměřena na zjišťování obsahu rozpuštěného železa a suspenze ve vybraných vodních plochách. K tomu byly využity dva přístupy - empiricky zjištěný vztah mezi daty z pozemních měření a odrazivostí zkoumaných vodních ploch a metoda spectral unmixing. Součástí práce je porovnání obou přístupů a zhodnocení přenositelnosti metodiky na letecká hyperspektrální data pořízená stejným senzorem o rok později.

Klíčová slova: hyperspektrální obrazová data, důlní vody, Sokolovská hnědouhelná pánev

Monitoring of Chemical Parameters of Mining Waters from Hyperspectral Image Data

Abstract

The thesis deals with utilization of hyperspectral image data for mining water quality monitoring. Sokolov lignite basin, facing many environmental problems caused by brown coal mining activities is the area of interest. Airborne hyperspectral image data acquired by the HyMap sensor in 2009 and 2010 and ground truth data - chemical and physical parameters of water samples are the main data sources for the thesis. Practical part aims at estimating of the amount of the dissolved iron and suspended sediments in selected water bodies. Two approaches were used to achieve this goal - the empirically derived relationship between the ground measurements and reflectance of the water bodies, and spectral unmixing method. Comparison of the two mentioned approaches and evaluation of validity to use the proposed methods for the data acquired by the same sensor one year later is also a part of this thesis.

Keywords: hyperspectral image data, mining waters, Sokolov lignite basin

Použitá data

Pro potřeby této diplomové práce byla Českou geologickou službou poskytnuta následující data:

- letecká hyperspektrální data HyMap z roku 2009 a 2010, obě datové sady v úrovni reflektance
- fyzikální a chemická měření vybraných parametrů povrchových vod

Tato data byla pořízena z prostředku Grantové agentury ČR (GAČR 205/09/1989, projekt HypSo) a Evropské komise (FP7 No. 244242, projekt EO-MINERS).

OBSAH

PŘEHLED POUŽITÝCH ZKRATEK	8
SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK.....	9
1 ÚVOD	11
1.1 Identifikace problému	11
1.2 Cíle práce	12
1.3 Současný stav řešené problematiky	12
2 ÚVOD DO PROBLEMATIKY HYPERSPEKTRÁLNÍCH DAT.....	15
2.1 Základní principy hyperspektrálního DPZ.....	15
2.2 Hyperspektrální data a senzor HyMap.....	16
2.3 Vybrané metody zpracování hyperspektrálních dat.....	18
2.3.1 Statistické metody	19
2.3.2 Pixel Purity Index.....	20
2.3.3 Výběr spektrálně čistých pixelů	21
2.3.4 Spectral unmixing.....	22
3 VODA A JEJÍ SPEKTRÁLNÍ PROJEV	24
3.1 Složení přirozených vod	24
3.2 Kyselé důlní vody	25
3.3 Spektrální projev vody.....	27
3.4 Kvalita vody z dat DPZ	31
3.5 Metody zjišťování množství rozpuštěných částic ve vodě z dat DPZ.....	33
4 DATA A METODIKA	37
4.1 Zájmové území	37
4.1.1 Lokalita Erika	38
4.1.2 Lokalita Lomnice	39
4.1.3 Lokalita Lítov	39
4.1.4 Lokalita Medard	40
4.1.5 Podkrušnohorská výsypka.....	40
4.2 Vstupní data	41
4.2.1 Letecká hyperspektrální data ze senzoru HyMap.....	41
4.2.2 Odběry vody	42
4.3 Použitý software	43
4.4 Postup práce.....	43

4.4.1	Tvorba masky vodních ploch	44
4.4.2	Výběr spektrálně čistých pixelů	45
4.4.3	Spectral Unmixing.....	47
4.4.4	Výběr vhodných spektrálních pásem.....	48
5	VÝSLEDKY A DISKUSE	56
5.1	Statistické hodnocení chemických parametrů vodních ploch	56
5.2	Spektrální knihovna	57
5.3	Stanovení obsahu rozpuštěného železa ve vodě	58
5.4	Stanovení obsahu suspenze ve vodě	60
5.5	Stanovení obsahu železa a suspenze pro rok 2010	62
5.6	Porovnání zvolených metod a validace výsledků	64
5.7	Diskuse	65
5.7.1	Použitá data a jejich omezení	65
5.7.2	Porovnání metody spectral unmixing a empirického přístupu	66
5.7.3	Vliv jiných opticky aktivních látek ve vodě	66
5.7.4	Obsah železa ve vodě	66
5.7.5	Obsah suspenze ve vodě.....	67
5.7.6	Přenositelnost metodiky	67
6	ZÁVĚR.....	68
	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	69
	POUŽITÉ DATOVÉ ZDROJE	77
	SEZNAM PŘÍLOH.....	78

PŘEHLED POUŽITÝCH ZKRATEK

AMD	Acid mine drainage / kyselé důlní vody
CASI	Compact Airborne Spectrographic Imager
CDOM	Coloured (chromophoric) dissolved organic matter / rozpuštěné organické sloučeniny)
DLR	Deutsches Luft- und Raumfahrtzentrum
DOC	Dissolved organic carbon / rozpuštěný organický uhlík
DPZ	Dálkový průzkum Země
GPS	Global positioning system / globální navigační systém
IMU	Inertial Measurement Unit / inerciální měřicí jednotka
LSU	Linear spectral unmixing
NIR	Near infrared / blízké infračervené záření
R²	R squared / koeficient determinace
RMSE	Root mean square error / střední kvadratická chyba
USGS	United States Geological Survey / Americká geologická služba
UTM	Universal Transverse Mercator
VIS	Visible / viditelné záření
SWIR	Short wavelength infrared / střední infračervené záření
WGS	World Geodetic System / Světový geodetický systém

SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK

Obrázky

Obrázek 1: Spektrální křivka	15
Obrázek 2: Spektrální křivka pořízená multispektrálním a hyperspektrálním senzorem.....	16
Obrázek 3: Senzor HyMap.....	17
Obrázek 4: Spectral unmixing.....	18
Obrázek 5: Vizualizace vybraných pixelů pomocí n-D vizualizeru.....	21
Obrázek 6: Zobrazení spektrálně čistých a smíšených pixelů v 2D prostoru	22
Obrázek 7: Charakteristické zabarvení vody způsobené rozpuštěným železem	25
Obrázek 8: Spektrální projev AMD minerálů	26
Obrázek 9: Opticky aktivní složky přirozených a důlních vod	27
Obrázek 10: Vliv příměsí na odrazivost vody.....	28
Obrázek 11: Odrazivost vody s různou koncentrací chlorofylu.....	29
Obrázek 12: Vztah množství rozpuštěných sedimentů ve vodě a odrazivosti	29
Obrázek 13: Odrazivost vody s příměsí CDOM obsahujícího železo.....	30
Obrázek 14: Vliv DOC, fytoplanktonu a triptonu na odrazivost vody	31
Obrázek 15: Optické vlastnosti vody	32
Obrázek 16: Odstranění kontinua na příkladu spektrální křivky kaolinitu	36
Obrázek 17: Vymezení zájmového území	37
Obrázek 18: Lom Družba.....	38
Obrázek 19: Lokalita Erika	39
Obrázek 20: Lokalita Lomnice.....	39
Obrázek 21: Lítovská výsypka.....	40
Obrázek 22: Napouštění jezera Medard	40
Obrázek 23: Podkrušnohorská výsypka	41
Obrázek 24: Postup zpracování dat.....	44
Obrázek 25: Ukázka vytvořené masky vody	45
Obrázek 26: Ukázka výběru spektrálně čistých pixelů v ENVI.....	46
Obrázek 27: Spektrum křivek využitých pro spectral unmixing.....	47
Obrázek 28: Korelace obsahu železa ve vodě s odrazivostí.....	49
Obrázek 29: Vztah obsahu železa ve vodě a odrazivosti	50
Obrázek 30: Výpočet sklonu mezi $R_{455\text{ nm}}$ a $R_{573\text{ nm}}$ pro zjištění koncentrace železa ve vodě	51
Obrázek 31: Korelace obsahu suspenze ve vodě s odrazivostí	52
Obrázek 32: Vztah obsahu suspenze ve vodě a odrazivosti.....	53

Obrázek 33: Korelace obsahu DOC ve vodě s odrazivostí v celém rozsahu vlnových délek.....	54
Obrázek 34: Vztah obsahu DOC ve vodě a odrazivosti.....	55
Obrázek 35: Ukázka vytvořené spektrální knihovny	57
Obrázek 36: Ukázka spektrálních křivek vod s vyšším obsahem suspenze, železa a čisté vody	58
Obrázek 37: Porovnání vybraných proměnných pro vytvoření map koncentrace železa ve vodě	59
Obrázek 38: Ukázka metody spectral unmixing pro stanovení obsahu železa ve vodě na příkladu lokality Lomnice 5	60
Obrázek 39: Porovnání vybraných proměnných pro vytvoření map koncentrace suspenze ve vodě.....	61
Obrázek 40: Ukázka metody spectral unmixing pro obsah suspenze ve vodě na příkladu lokality Lomnice 5	62
Obrázek 41: Srovnání aplikace spectral unmixing pro roky 2009 a 2010 pro obsah železa ve vodě.....	63
Obrázek 42: Srovnání aplikace spectral unmixing pro roky 2009 a 2010 pro obsah suspenze ve vodě.....	64

Tabulky

Tabulka 1: Spektrální charakteristiky senzoru HyMap.....	17
Tabulka 2: Vzorec a přibližná hodnota pH sekundárních minerálů železa	26
Tabulka 3: Měřené parametry vody	42
Tabulka 4: Hodnoty vybraných chemických a fyzikálních parametrů z pozemních měření	43
Tabulka 5: Statistické hodnocení vybraných parametrů vody zjištěných při pozemním měření	56
Tabulka 6: Přehled testovaných vztahů mezi obsahem železa a odrazivostí	59
Tabulka 7: Přehled testovaných vztahů mezi obsahem suspenze a odrazivostí.....	61
Tabulka 8: Porovnání úspěšnosti metod empirického odvození indexu a klasifikace spectral unmixing	65

1 ÚVOD

Těžba a těžební průmysl mají bezprostřední vliv na okolní krajinu a životní prostředí, ať už se jedná o funkční či již opuštěné doly. Znečištěním jsou ohroženy mimo jiné vodní zdroje, celé vodní ekosystémy, a následně i lidské zdraví. Podrobným výzkumem znečištění vodních zdrojů a jeho pravidelným monitorováním můžeme těmto problémům předcházet. Monitorování kvality vody tradičně probíhá pomocí pozemních měření, což je pro větší území nákladné a časově náročné. Zde se otvírá prostor pro využití dálkového průzkumu Země (DPZ), který umožňuje získání dat o kvalitě vody v regionálním měřítku rychleji a efektivněji než klasickými pozemními metodami. K tomuto účelu jsou vhodná zejména hyperspektrální data, která narozdíl od multispektrálních dat umožňují získat podrobnou informaci o chemických a fyzikálních vlastnostech zemského povrchu.

Problematika silně antropogenně ovlivněných vod nacházejících se v bezprostřední blízkosti těžby je velmi komplexní. Vzhledem ke specifickému složení povrchových důlních vod nelze použít postupy využívané u vod bez tohoto vlivu. Zatímco zjišťování kvality vod z hyperspektrálních dat je v literatuře obecně věnován dostatek pozornosti, konkrétně vody v oblastech současné i již ukončené těžby jsou v tomto ohledu opomíjeny.

1.1 Identifikace problému

V oblastech aktivní těžby i v opuštěných lomech může docházet ke znečišťování okolního prostředí. Při těžbě uhlí či kovových rud se lze často setkat s výskytem tzv. kyselých důlních vod (Acid Mine Drainage, AMD). AMD vzniká zvětráváním pyritu (FeS_2), který se ve vodním prostředí rozkládá na vodíkové kationty, anionty kyseliny sírové a volné železo, což má za následek snížení pH vody spolu s charakteristickým žlutooranžovým zabarvením. Výskyt AMD má vliv zejména na kvalitu půdy a povrchové i podzemní vody; při proniknutí do podzemních vod může dojít i k přímému ohrožení lidského zdraví. Zasažené oblasti by měly být pravidelně monitorovány a v případě ukončení těžby následně revitalizovány (Glässer; Groth; Frauendorf, 2011).

Monitorování fyzikálních a chemických parametrů důlních vod pomocí leteckých hyperspektrálních (HS) dat umožňuje sledování kvality důlních vod v oblastech, kde by rozsáhlejší pozemní měření bylo obtížně realizovatelné.

1.2 Cíle práce

Hlavním cílem této diplomové práce je odvození metodiky pro určování chemických vlastností vody z hyperspektrálních obrazových dat; konkrétními určovanými parametry ve vodě jsou rozpuštěné železo, organické látky a obsah suspenze. Diplomová práce je součástí projektu Grantové agentury akademie věd “Assessment of Mining Related Impacts Based on Utilization of (ARES) Airborne Hyperspectral Sensor“, zaměřeným na studium a vyhodnocení vlivu těžby hnědého uhlí v Sokolovské hnědouhelné pánvi prostřednictvím metod obrazové spektrometrie (Kopačková, 2009a). Pro práci je klíčové nalezení vztahu mezi spektrálními a chemickými charakteristikami vodních ploch. Výsledkem je určení relativního množství zkoumaných parametrů pro každou ze sledovaných vodních ploch.

Hlavním zdrojem dat pro diplomovou práci jsou letecká obrazová hyperspektrální data pořízená senzorem HyMap v červenci 2009 a v srpnu 2010, doplněná pozemním měřením chemických a fyzikálních parametrů vody z r. 2009. Dalším z cílů práce je zjištění přenositelnosti metodiky na data z roku 2010, což by umožnilo sledování vývoje obsahu zkoumaných látek ve vodě v rámci ročního odstupu. K tomuto srovnání je nutné vzít v úvahu také hydrometeorologické podmínky panující ve sledované oblasti v období obou přeletů.

1.3 Současný stav řešené problematiky

V této kapitole je nastíněn současný stav problematiky monitorování kvality vody z leteckých hyperspektrálních obrazových dat. V literatuře je poměrně hojně popsáno určování množství chlorofylu či rozpuštěných sedimentů ve vodě z hyperspektrálních obrazových dat, přičemž většinou se jedná o použití empirických metod. Příkladem mohou být Flink, Lindell a Östlund (2001), kteří zkoumali obsah chlorofylu v jezerní vodě z dat senzoru CASI. Sudduth et al. (2005) pomocí krokové regrese zjišťovali vztah mezi pozemním měřením chlorofylu, dusičnanů, fosforu a dalších látek a odrazivostí vody na vybraných vlnových délkách senzoru AISA. Studie tohoto typu jsou většinou zaměřeny přírodní jezera či větší vodní nádrže.

Podobně i obsah rozpuštěných sedimentů je většinou zjišťován ve vodních nádržích, řekách a pobřežních oblastech. Volpe, Silvestri a Marani (2011) zjišťovali koncentraci rozpuštěných sedimentů v mělkých vodách benátského zálivu prostřednictvím modelu radiativního transferu. Využívali k tomu data z několika multispektrálních senzorů. Letecký hyperspektrální senzor AHS využili Knaeps et al. (2006), kteří z těchto dat zjišťovali obsah rozpuštěných sedimentů v estuáriu řeky Scheldt pomocí jednoduchého regresního modelu. Možnost využití prvních derivací spektrálních křivek ke zjišťování koncentrace rozpuštěných sedimentů ve vodě využili Malthus a Dekker (1995).

Zajímavý přístup využili Mertes, Smith a Adams (1993) - koncentraci rozpuštěných sedimentů v říční vodě zjistili klasifikační metodou Linear Spectral Unmixing (LSU). Vstupem

do klasifikace byla spektra dvou laboratorně zjištěných "čistých" pixelů o známé koncentraci rozpuštěných sedimentů - první s nejnižší a druhý s nejvyšší zjištěnou koncentrací. Obsah rozpuštěných sedimentů ve všech vodních pixelech pak byl zjištěn na základě podobnosti spektrálního projevu těchto pixelů se dvěma vstupními spektry. Studie byla provedena nad daty družice Landsat.

Vedle Mertes, Smith a Adams (1993) mapovali obsah chlorofylu a suspenze v jezeru Balaton metodou spectral unmixing i Tyler et al. (2006), a to opět z dat Landsat. Stejnou metodou zjišťovali obsah chlorofylu ve vodě i Thiemann a Kafmann (2000). Tito autoři shodně zkoumali kvalitu vod z multispektrálních dat, v literatuře však nebylo objeveno využití spectral unmixingu pro hyperspektrální data nebo pro zjišťování jiných látek obsažených ve vodě.

Problematice monitorování důlních vod z hyperspektrálních dat je věnováno daleko méně pozornosti. Dostatek studií lze ještě nalézt v oblasti geologie funkčních i opuštěných dolů; zejména v souvislosti s AMD je v odborné literatuře zkoumán jejich výskyt v důlních hlušínách a výsypkách. Tyto studie jsou většinou zaměřené na mapování tzv. řady rozpadu pyritu (minerály jarosit, ferrihydrit, schwertmannit apod.) ve spojení s pH povrchu, případně zkoumají minerály vysrážené na okrajích tekoucích i stojatých vod. Williams et al. (2002) takto určovali pH důlních vod z minerálů v jejich okolí, k čemuž využili klasifikaci Spectral Angle Mapper (SAM) a vybrané metody analýzy spektrálních křivek. S využitím dat leteckého senzoru DMSV tímto způsobem mapovali výskyt minerálů řady rozpadu pyritu (ferrihydrit, schwertmannit a goethit) v oblasti pensylvánských antracitových dolů. Klasifikaci SAM využili i Fleming, Klinck a Marsh (2004), kteří tímto způsobem mapovali důlní odpad z dat CASI a HyMap.

Vedle uvedených metod je možné k monitorování AMD využít regresní metodu částečných nejmenších čtverců (Partial least squares regression, PLSR), která funguje na principu lineární korelace mezi daty z pozemních měření a leteckými HS daty (resp. vybranými vlnovými délkami HS dat). Touto metodou zjišťovali Ong, Cudahy a Swayze (2003) pH povrchu z dat senzoru HyMap. Swayze et al. (2000) pro mapování AMD využili Tetracorder algorithm (Clark et al., 2002), jehož zjednodušenou variantou je klasifikace Spectral Feature Fitting používaná v softwaru ENVI.

Odlišnou metodiku monitorování důlních odpadů zvolili Vijdea, Sommer a Mehl (2004) - jedná se o variantu analýzy hlavních komponent (Principle Component Analysis, PCA), kterou autoři využili pro mapování výskytu oxidů železa a jílových minerálů. Základním principem této metody je zkoumání příspěvků jednotlivých pásem snímků družice Landsat pro vznik nových komponent PCA. Na základě tohoto poznatku byly vytvořeny mapy výskytu hledaných minerálů. Celý projekt byl realizován na plošně rozsáhlejším území s využitím snímků Landsat 5. Tuto metodiku by bylo zajímavé vyzkoušet a aplikovat při monitorování parametrů důlních vod a vyzkoušet její použití i pro hyperspektrální senzory.

Problematic AMD v oblasti Sokolovské hnědouhelné pánve se věnuje Kopačková et al. (2012). Autoři zde z pozemních dat pořízených přenosným spektrometrem ASD a družicových multispektrálních dat ASTER mapovali výskyt minerálů spojených s nízkým pH povrchu - lignitu, jarositu a goethitu. K tomu využili metodu spectral unmixing.

K problematice řešené v této diplomové práci má nejbližší téma výzkumu Glässer, Groth a Frauendorf (2011) - monitorování hydrochemických parametrů důlních vod z hyperspektrálních snímků senzoru CASI o prostorovém rozlišení 3 metry. Zjišťovanými chemickými parametry vody byly koncentrace CDOM (coloured dissolved organic matter), pH a obsah železa. Zájmovou oblastí této práce jsou vodní plochy vzniklé zatopením uhelných dolů ve středním Německu; pro tyto vodní plochy byly souběžně s náletem odebrány vzorky vody a měřeny následující parametry: železo, SO_4^{2-} , vodivost, průhlednost vody pomocí Secchiho desky, obsah chlorofylu a, rozpuštěných organických látek a CDOM. Na základě těchto parametrů byly zájmové vodní plochy rozděleny do šesti skupin podle převládajícího parametru a pro každou z těchto skupin byly spektrální vlastnosti vody z dat CASI zkoumány zvlášť. Pro všechny skupiny byly odvozené spektrální parametry, které tuto skupinu co nejlépe charakterizovaly (vlnová délka s nejvyšší odrazivostí, rozdíl mezi nejnižší a nejvyšší odrazivostí a poměry, resp. rozdíly vybraných vlnových délek). Výsledná koncentrace zkoumaných látek byla zjištěna pomocí algoritmu implementovaného do programu IDL, který je součástí ENVI. Jako vstupní data do tohoto algoritmu byly použity chemické parametry vody z pozemních měření a parametry spektrálních křivek z každé kategorie. Metodika využitá v této studii je založena na disertační práci Judith Frauendorf (2002), která se zde problematice monitorování důlních vod z hyperspektrálních dat podrobně věnuje.

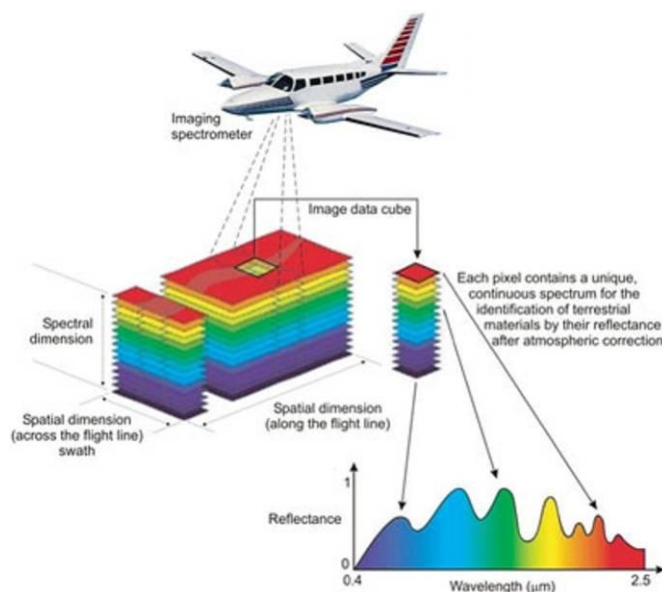
Problematika zjišťování koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC) ve vodě je v literatuře opomíjena. Tomuto tématu se věnují Arenz, Lewis a Saunders (1996), kteří zkoumali vztah chlorofylu, triptonu a DOC na výslednou odrazivost vody. K tomu však využívali pouze laboratorní měření odrazivosti. Spektrálnímu projevu vody v souvislosti s koncentrací DOC se dále věnují Hirtle a Rencz (2003), kteří k pořízení spektrálních dat použili přenosný spektrometr. Oba zmíněné články využívají pro zjištění koncentrace DOC ve vodě vícenásobnou regresi.

2 ÚVOD DO PROBLEMATIKY HYPERSPEKTRÁLNÍCH DAT

2.1 Základní principy hyperspektrálního DPZ

Dálkový průzkum Země (DPZ) je metoda získávání informací o objektech na zemském povrchu bez přímého kontaktu s ním. Základním principem DPZ je měření množství elektromagnetického záření odraženého nebo vyzařovaného zemským povrchem.

Měření prováděná na určitém intervalu vlnových délek jsou označována jako spektrální měření; pokud je k dispozici více intervalů, jedná se o multispektrální měření (Kolář, 1997). Většina multispektrálních senzorů měří záření odražené povrchem pouze v několika spektrálních pásmech o poměrně velké šířce - cca 100 až 200 nm (Van der Meer; De Jong; Bakker, 2001). Oproti tomu hyperspektrální data disponují vysokým počtem navzájem navazujících spektrálních pásem s menší šířkou (v řádu jednotek nm). Každý pixel obrazu pak můžeme znázornit jako průřez přes všechna spektrální pásma (viz obr. 1), čímž získáme téměř spojitou spektrální křivku (Smith, 2012).



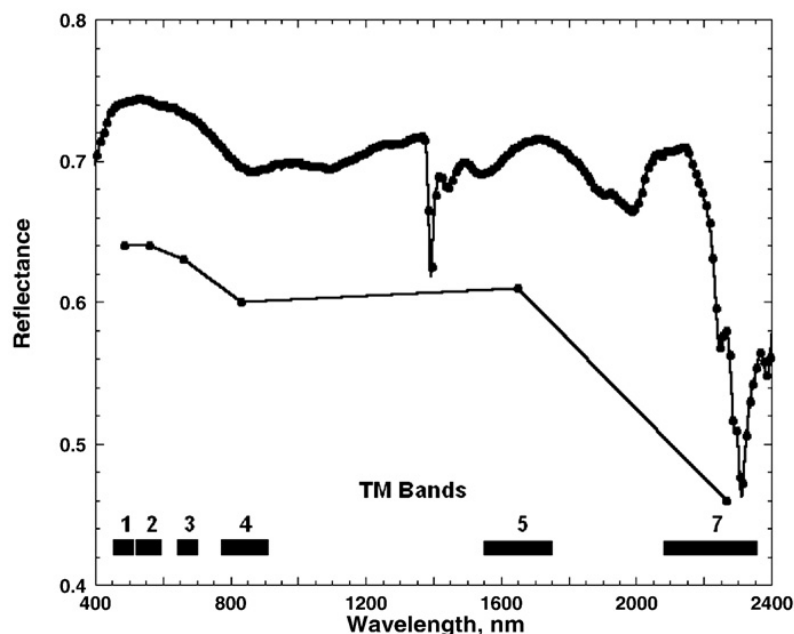
Obrázek 1: Spektrální křivka

Zdroj: <http://www.csiro.au>

Rozvoj hyperspektrálního DPZ umožnilo spojení dvou zdánlivě odlišných disciplín - spektroskopie a DPZ. Spektroskopie je fyzikální obor zabývající se vznikem a vlastnostmi spekter (tj. elektromagnetického záření všech vlnových délek); je tedy založená na interakci elektromagnetického záření s konkrétním objektem. Ve spojení s DPZ se pak jedná o spektrum

záření odraženého a vyzařovaného objekty na zemském povrchu měřeném distančně. Obrazová spektroskopie - získávání spekter z obrazových dat - je pak synonymem hyperspektrálního DPZ.

Spektrální křivka pořízená hyperspektrálním senzorem je podobná křivkám z laboratorních měření a o zkoumaném povrchu může poskytnout daleko více informací než spektrální křivka pořízená multispektrálním senzorem (viz obr. 2).



Obrázek 2: Spektrální křivka pořízená multispektrálním a hyperspektrálním senzorem

Zdroj: Goetz, 2009

Díky tomu nalézají hyperspektrální data uplatnění v oblastech, kde je zapotřebí pracovat s podrobnou informací o spektrálních vlastnostech povrchu. Jednou z prvních aplikací hyperspektrálních dat bylo geologické mapování (Cocks, 1998). Široké uplatnění nachází hyperspektrální data v pedologii, Ben-Dor (2009) uvádí např. půdní mapování, zjišťování salinity a obsahu vody v půdě. V oblasti vegetace jsou hyperspektrální data využívána ke zjišťování obsahu biochemických parametrů (obsahu barviv - např. chlorofylu), vegetačního stresu a dalších charakteristik rostlin; jejich přehled shrnují např. Govender, Chetty a Bulcock (2007). Stejní autoři uvádí i možnosti využití hyperspektrálních dat v hydrologii, jako příklad uvádí monitorování kvality vod či mapování mokřadů. Další uplatnění naleznou tato data např. ve vojenských aplikacích a mnoha dalších oborech (Shippert, 2003).

2.2 Hyperspektrální data a senzor HyMap

Obrazová hyperspektrální data jsou pořizována tzv. hyperspektrálními senzory, nazývanými též zobrazující spektrometry (Smith, 2012). V závislosti na nosiči se jedná o letecké nebo družicové senzory. Využívány jsou též laboratorní a přenosné spektrometry, které však nepořizují

obrazová data (Clark, 1999). V současnosti jsou na oběžné dráze pouze dvě družice s hyperspektrálními senzory - evropská družice Proba s hyperspektrálním senzorem CHRIS a americká EO-1 (Earth Observing-1) nesoucí senzor Hyperion. Ve většině případů jsou tak využívána letecká hyperspektrální data.

V této práci budou využity snímky senzoru HyMap (viz obr. 3), proto mu zde bude věnováno více prostoru než ostatním sensorům. HyMap, letecký hyperspektrální senzor, byl uveden do operativního provozu v roce 1996 australskou společností Integrated Spectronics a v současnosti je provozován její dceřinou společností HyVista Corporation.



Obrázek 3: Senzor HyMap

Zdroj: <http://www.aigllc.com>, <http://vabene.dlr.de>

Jedná se o mechanický (whiskbroom) skener, který využívá 4 moduly detekující záření v celkovém rozsahu 450 - 2 500 nm (Kruse et al., 2000), viz tab. 1.

Tabulka 1: Spektrální charakteristiky senzoru HyMap

modul	spektrální rozsah [nm]	šířka pásma [nm]	průměrný interval výběru [nm]
VIS	450 - 890	15 - 16	15
NIR	890 - 1 350	15 - 16	15
SWIR1	1 400 - 1 800	15 - 16	13
SWIR2	1 950 - 2 480	18 - 20	17

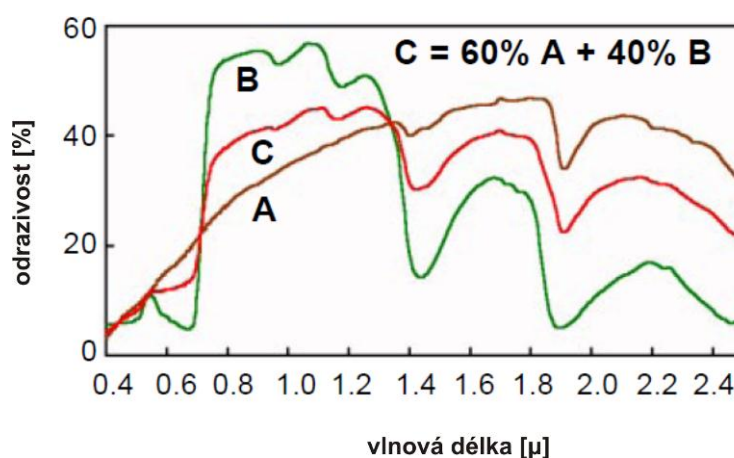
Zdroj: Cocks (1998)

Každý z těchto čtyř modulů poskytuje 32 spektrálních pásem, celý systém má tedy 128 pásem. Dvě z nich jsou však během preprocessingu odstraněna, celkový počet pásem je tak 126 (HyMap data products, 2011). Pro HyMap je typické široké zorné pole, díky kterému je možné snímat širší pás území. Data je proto nutné pořizovat z vyšší výšky, čímž se snižuje prostorové rozlišení výsledného snímku. Prostorové rozlišení snímku se v závislosti na výšce letu pohybuje od 2 do 10 metrů (Cocks, 1998).

2.3 Vybrané metody zpracování hyperspektrálních dat

Z podrobné spektrální informace o zkoumaném povrchu, kterou hyperspektrální data poskytují, je možné identifikovat konkrétní povrch na základě jeho charakteristické odrazivosti (Goetz, 2009). Základním principem metod obrazové spektroskopie je porovnání neznámého spektra získaného z obrazu se známým spektrem konkrétního povrchu, zjištěného pozemním či laboratorním měřením. Podrobnost spektrální křivky pořízené hyperspektrálním senzorem umožňuje využívat ke zpracování dat různé korelační techniky, které porovnávají zjištěné spektrum s již existující křivkou. Další možností zpracování je aplikace statistických metod k získání "čistého" spektra ze smíšených pixelů (tzv. unmixing) a zjištění relativního zastoupení zkoumaného materiálu (Goetz, 2009).

Ve většině případů přispívá k celkové odrazivosti na území jednoho pixelu více povrchů, výsledné spektrum je potom složeno ze všech jejich příspěvků (viz obr. 4). Tyto povrchy, jejichž zastoupení se v obraze snažíme najít, jsou nazývány koncové členy, angl. endmembers (Shippert, 2003). Správný výběr koncových členů je základem pro většinu metod obrazové spektrometrie. Koncový člen může být sám o sobě směsí, která však v dané analýze nebude dále dělena.



Obrázek 4: Spectral unmixing: Výsledné spektrum (C) složené ze dvou spekter - půdy (A) a vegetace (B)

Zdroj: Upraveno podle Shippert (2003)

Spektrum koncového členu můžeme zjistit dvěma základními způsoby:

1. Výběrem z existující spektrální knihovny pořízené z pozemních či laboratorních měření
2. Odvozením z obrazu - např. pomocí MNF transformace a výpočtu Pixel Purity Index (PPI)

2.3.1 Statistické metody

Jednotlivá pásma hyperspektrálních obrazových dat jsou vzhledem k poměrně malým rozdílům v odrazivosti mezi pásmy podobných vlnových délek silně korelovaná, tzn. 2 a více pásem mohou nést stejnou nebo jen lehce pozměněnou informaci. Ačkoli je každé pásmo považováno za samostatnou proměnnou, je tato představa zavádějící a výraznější rozdíly v odrazivosti mezi sousedními pásmy jsou vzácné (Mustard; Sunshine, 1999).

K maximalizaci spektrálního rozptylu dat DPZ tak, aby bylo možné co nejlépe od sebe odlišit různé typy povrchů za použití redukovaného počtu pásem, je používáno několik metod, ze kterých je nejrozšířenější *analýza hlavních komponent* (*Principle Component Analysis, PCA*). Principem PCA je průmět původních dat do nové ortogonální soustavy souřadnic definované na základě statistických parametrů původních dat. Základem pro výpočet nových komponent PCA je korelační matice mezi všemi původními pásmy obrazu, vytvořená pro celý snímek. Tato matice je následně rozložena na vlastní čísla a vlastní vektory matice. Nové osy jsou definovány jako lineární kombinace původních spektrálních pásem tak, aby nově vzniklé osy korespondovaly se směrem největšího rozptylu dat a zároveň na sebe byly kolmé. Velikost spektrální variability obsažené v každé nové komponentě je dána vlastním číslem korelační matice; relativní příspěvek každého z původních pásem do nových komponent je definován vlastním vektorem. První z nově vzniklých komponent popisuje největší rozptyl v datech, tím pádem obsahuje nejvíce informací. Poslední komponenty jsou obvykle tvořeny šumem, ale v některých případech, zejména u hyperspektrálních dat, se může jednat o vzácnou či méně častou informaci ze snímku, která byla za šum považována mylně. Proto je vhodné věnovat pozornost i těmto komponentám (Mustard; Sunshine, 1999).

Modifikací výše popsané analýzy hlavních komponent je tzv. *Minimum Noise Fraction (MNF transformace)*, která je v podstatě dvoustupňovou PCA. V jejím případě je nejprve odhadnut rozptyl šumu (z vybrané tmavé plochy ve snímku nebo z celého snímku) a celý příznakový prostor je následně rotován spolu se změnou jeho měřítka tak, aby měl ve všech pásmech stejný rozptyl a byla odstraněna korelace mezi jednotlivými pásmy (Ellis; Scott, 2004). Nad takto upravenými daty je provedena standardní transformace PCA. Díky tomu, že v předchozím kroku byl šum rovnoměrně rozdělen mezi všechna pásma, dojde k lepšímu oddělení klasického šumu způsobeného např. použitým senzorem od "šumu" spojeného se zkoumanými spektrálními vlastnostmi povrchu (Mustard; Sunshine, 1999). Výstupem MNF transformace je stejně jako v případě PCA stejný počet nových pásem, kde v prvních komponentách je obsaženo nejvíce informací, zatímco v posledních komponentách je většinou šum. Pokud je při dalších analýzách pracováno pouze s vybranými MNF pásmy, dochází spolu s odstraněním korelace mezi pásmy i k redukci dimenzionality dat a tím i k výraznému snížení výpočetní náročnosti.

Tseng (2000) uvádí, že kvůli korelaci jednotlivých pásem hyperspektrálního snímku jsou při jednotlivých analýzách dosahovány horší výsledky; využitím vybraných MNF pásem lze tento nedostatek potlačit. MNF transformace může být použita jako předstupeň při klasifikaci hyperspektrálních dat.

MNF transformace může být stejně jako výše popsaná PCA využita ke zkoumání variability vstupních dat a množství šumu v nich. Na základě velikosti vlastních vektorů použitých při transformaci lze určit velikost příspěvku původních pásem ke vzniku těch nových, tedy zjistit, jakou část se podílely na vzniku nových pásem. Tato spektrální variabilita může být na základě pozemních měření propojena se spektrálními vlastnostmi zkoumaného objektu. Tento přístup použili Flink, Lindell a Östlund (2001) - tito autoři využili první tři hlavní komponenty spolu s pozemními měřeními při vícenásobné regresi, pomocí které zjišťovali obsah chlorofylu ve vodě.

Při zobrazení tří výsledných komponent MNF transformace v podobě barevné syntézy RGB dojde k barevnému zvýraznění oblastí s podobnými spektrálními vlastnostmi (Ellis; Scott, 2004). Nové komponenty vzniklé MNF transformací také mohou být vstupem do další analýzy určující tzv. spektrální čistotu pixelu.

Hlavním omezením transformací PCA a MNF je jejich obtížná přenositelnost (jsou tzv. "scene specific"), zejména na jiné oblasti nebo na snímky pořízené v jiném období (Mustard; Sunshine, 1999).

MNF transformaci se podrobně věnuje Green et al. (1988), matematické základy transformace popisuje také Van der Meer a De Jong; Bakker (2001).

2.3.2 Pixel Purity Index

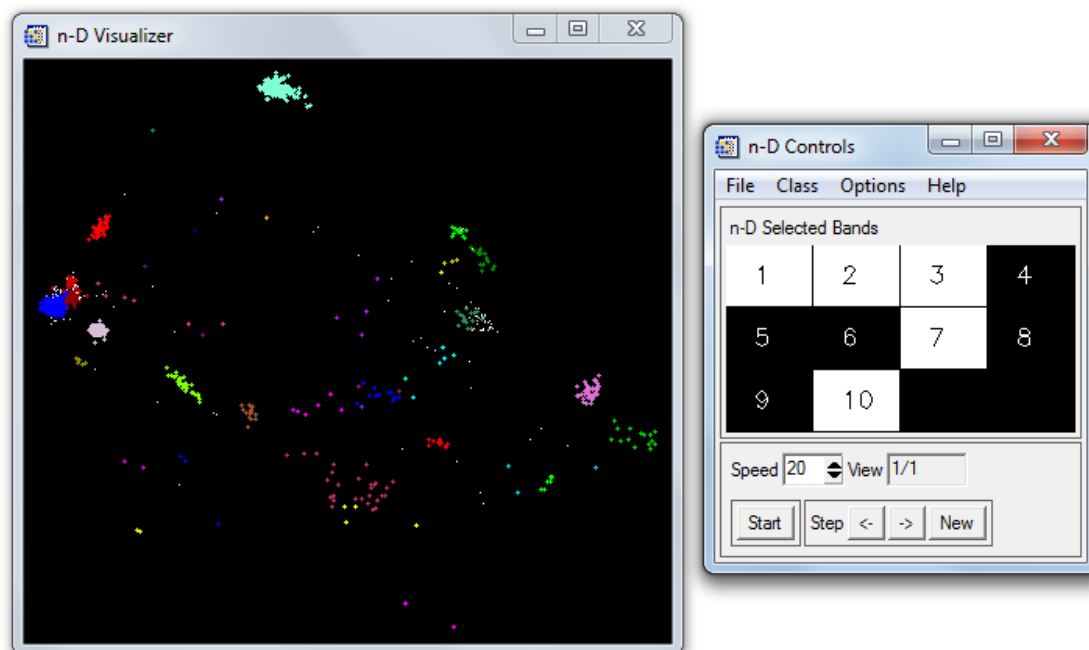
Dalším krokem pro výběr spektrálně čistých pixelů je metoda zvaná Pixel Purity Index (PPI), která umožní identifikaci čistých pixelů v obraze (Van der Meer; De Jong; Bakker, 2001). To však většinou při daném rozlišení není možné, proto výsledný obraz udává, do jaké míry se hodnota daného pixelu blíží čistému pixelu. PPI je počítán opakovaným průmětem n -dimenzionálního rozptylogramu na náhodný jednotkový vektor. Současně je zaznamenáván počet pixelů, které byly při každém průmětu označeny jako extrémní, a údaj o tom, kolikrát byl celkem každý pixel takto označen. Za extrémní jsou považovány pixely, které byly promítnuty na konce jednotkového vektoru; právě tyto pixely jsou považovány za spektrálně čisté (ENVI, 2011). Výsledný PPI obraz je vytvořen ve chvíli, kdy se hodnota každého pixelu shoduje s počtem označení pixelu jako extrémního. Čím vyšší je tedy hodnota pixelu v PPI obraze, tím vyšší je pravděpodobnost, že tento pixel je spektrálně čistý (Ellis; Scott, 2004). Vstupem pro výpočet PPI je několik prvních komponent vzniklých MNF transformací.

S výsledným PPI obrazem lze pracovat více způsoby - např. pixely vysokou hodnotou PPI mohou být pomocí vybraných technik (např. Spectral Feature Fitting, Linear Unmixing nebo Mixed Tuned Matched Filtering) přiřazeny ke spektru konkrétních povrchů ze spektrální knihovny. Metodě Spectral Feature Fitting se podrobněji věnuje např. Van der Meer (2004).

Analýzou obrazu pomocí metod MNF a PPI se zabývali např. Ellis a Scott (2004), kteří ze snímků pořízených senzorem HyMap zjišťovali geologické složení zájmového území.

2.3.3 Výběr spektrálně čistých pixelů

Při výběru spektrálně čistých pixelů v obraze je možné představit si každý pixel snímku jako bod v n -dimenzionálním prostoru, kde n značí počet kanálů snímku. Tato představa je mnohdy poněkud obtížná, v praxi ji však lze realizovat pomocí aplikace n-D visualizer, která je součástí softwaru ENVI (viz obr. 5).



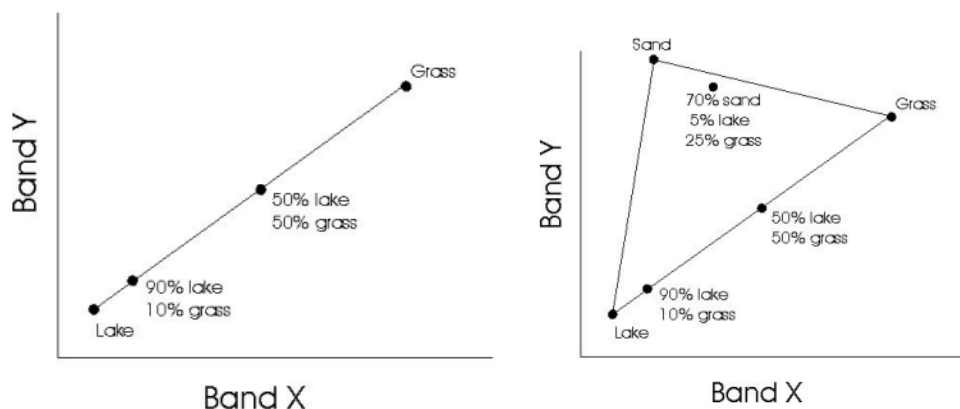
Obrázek 5: Vizualizace vybraných pixelů pomocí n-D visualizeru

Zdroj: autorka

Logicky není možné takto vizualizovat všechny pixely obrazu, jejich počet je nutné redukovat. Pro tento způsob vizualizace jsou vhodné např. trénovací plochy pro klasifikaci (je tak možné kontrolovat dostatečnou separabilitu tříd), nebo právě pixely vybrané analýzou PPI (ENVI, 2009).

Základní princip výběru spektrálně čistých pixelů pomocí tohoto nástroje je následující: Pokud si spektrum vybraného pixelu znázorníme na rozptylogramu, kde za osy určíme dvě různá pásma, spektrálně čisté pixely se nachází na okrajích shluků, zatímco smíšené pixely

budou ležet uvnitř. V případě dvou koncových členů budou spektrálně čisté pixely ležet na koncích úsečky; tři koncové členy již budou tvořit vrchol trojúhelníku (viz obr. 6). Pokud je pixel smíšený ze všech tří povrchů, bude ležet uprostřed trojúhelníku, pokud obsahuje pouze dva ze tří povrchů, bude ležet na jedné z jeho hran.



Obrázek 6: Zobrazení spektrálně čistých a smíšených pixelů v 2D prostoru

Zdroj: ENVI (2006)

Toto lze zobecnit na n rozměrů podle počtu vstupních pásem i na větší počet koncových členů. Spektrálně čisté pixely budou vždy ležet v rozích shluku pixelů, zatímco smíšené pixely budou uprostřed shluku tvořeného okrajovými spektrálně čistými pixely.

2.3.4 Spectral unmixing

Metoda Linear Spectral Unmixing slouží k určení relativního i absolutního zastoupení směsného materiálu v rámci plochy, která v obrazových datech odpovídá jednomu pixelu, a přispívá k celkové zjištěné odrazivosti (Van der Meer; De Jong; Bakker, 2001).

Podle Shippert (2003) může být mísení spektrálního signálu makroskopické nebo intimní. V případě makroskopického mísení se jedná o opticky rozlišitelné povrchy (např. půda a vegetace). Pokud známe všechny dílčí složky, které se na dané ploše vyskytují, je možné výslednou odrazivost považovat za lineární kombinaci odrazivosti všech elementárních povrchů a určit velikost jejich příspěvku k celkové odrazivosti. Toto vede na soustavu n rovnic pro každý pixel, kde n je počet spektrálních kanálů snímku. Soustava je řešena metodou nejmenších čtverců; výsledkem je nový obraz pro každý koncový člen udávající jeho relativní zastoupení na dané ploše (pixelu). Aby bylo možné dosáhnout jedinečného řešení této rovnice, nesmí počet koncových členů vstupujících do klasifikace přesáhnout počet pásem klasifikovaného snímku mínus 1 (Van der Meer; De Jong; Bakker, 2001).

Obecně lze definovat dvě varianty unmixingu - constrained a unconstrained (lze přeložit jako omezený a neomezený). Při možnosti unconstrained je předpokládáno, že odrazivost každého pixelu původního obrazu je výslednou kombinací odrazivosti všech koncových členů vstupujících do klasifikace (Kopačková et al., 2012). Naopak při využití constrained unmixing není nutný vstup všech koncových členů. Součet těch, které vstupují do klasifikace, je v tomto případě přeskálován tak, aby byl roven 1.

Výsledkem klasifikace LSU je nový obraz pro každý koncový člen udávající relativní množství jeho výskytu. Tyto hodnoty by se měly pohybovat od 0 do 1 (0 - koncový člen se nevyskytuje, 1 - 100 % plochy pixelu tvoří tento koncový člen).

K hodnocení úspěšnosti klasifikace slouží obraz RMS, který je taktéž výsledkem klasifikace. V něm je zobrazen rozdíl mezi spektrem pixelu a smíšeným spektrem po výpočtu klasifikace. Správný RMS obraz má charakter "pepř a sůl"; pokud se v obraze vyskytují větší homogenní plochy, znamená to, že při klasifikaci mělo být použito více koncových členů.

V některých případech není nutné znát všechny koncové členy, které se podílí na výsledné odrazivosti, ale jde o určení přítomnosti, případně množství jednoho konkrétního materiálu. Potom se jedná o tzv. partial unmixing (Smith, 2012); jinými autory nazýván též matched filtering (v ENVI lze nalézt funkce Matched Filtering a Mixed Tuned Matched Filtering, MTMF). V tomto případě je pracováno se spektrem každého pixelu jako výslednou odrazivostí pouze dvou povrchů - zkoumaného materiálu a pozadí, přičemž pozadím se rozumí všechny ostatní typy povrchu podílející se na konečném spektru (Smith, 2012). Tato metoda byla původně vytvořena pro materiály se vzácným výskytem ve snímku. Principem MTMF je filtrace spekter podobných cílovému spektru, které v obraze chceme nalézt. Toho je dosaženo zdůrazněním spektrálního projevu uživatelem definovaného elementárního povrchu a potlačení všech ostatních povrchů. Výsledkem je obraz udávající relativní podobnost k referenčnímu spektru (Ellis; Scot, 2004).

Výsledkem klasifikace MTMF jsou dva nové obrazy pro každý zkoumaný koncový člen - prvním z nich je tzv. MTMF score image, který udává stupeň podobnosti zkoumaného spektra s pixely původního obrazu (obraz nabývá hodnot od 0 do 1; čím blíže 1, tím větší podobnost). Druhým výstupem MTMF je tzv. infeasibility image, podávající informaci o proveditelnosti oddělení zkoumaného spektra od pozadí.

3 VODA A JEJÍ SPEKTRÁLNÍ PROJEV

3.1 Složení přirozených vod

Chemické vlastnosti vody do jisté míry předurčují barvu a ostatní optické vlastnosti vodní plochy. Vzhled přirozených vodních nádrží je nejvíce ovlivněn třemi základními složkami: fytoplanktonem, rozpuštěnými sedimenty a rozpuštěnými organickými látkami. Fytoplanktonem je myšleno společenstvo jednobuněčných fotosyntetizujících mikroorganismů, ve kterém dominují zejména řasy a sinice. Hlavním barvivem obsaženým ve fytoplanktonu je chlorofyl (zejména chlorofyl a), který je nejčastěji používán k odhadu množství fytoplanktonu ve vodě (Chen; Yu, 2009).

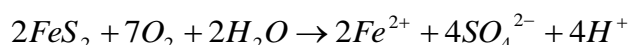
Rozpuštěnými sedimenty se rozumí pevné částice, které nepatří k fytoplanktonu a jejich průměr je menší než 2 mm. Přítomnost těchto částic je většinou důsledkem eroze způsobované vodním tokem, přítokem z povodí, vysycháním řek a transportem částic ze suché či mokré depozice. Ve výsledku tyto rozpuštěné částice mění barvu vodního tělesa a tím i optické vlastnosti vody (Chen; Yu, 2009). Pro neživé částice organického a minerálního původu se v literatuře často používá termín "tripton" (Glässer, 2011).

Organické sloučeniny rozpuštěné v přirozených vodních nádržích jsou označovány zkratkou CDOM (Coloured / chromophoric Dissolved Organic Matter), někteří autoři používají termíny "yellow substance" nebo "gelbstoff". CDOM vzniká buď rozkladem organismů žijících ve vodě, nebo pochází z pozemního materiálu. Tyto látky absorbují kromě viditelného záření i UV-A a UV-B záření, což ovlivňuje množství světla ve vodě a může mít dopad na některé živé organismy (Chen; Yu, 2009). Koncentrace CDOM ve vodě má výrazný vliv na barvu vody (Glässer, 2011). Množství a typ CDOM obsaženého ve vodě je zároveň důležitým parametrem určujícím kvalitu vody (Laanen, 2007). CDOM obsažený ve vodě je možné rozdělit na organický (huminové kyseliny a fulvokyseliny) a anorganický (kovové ionty, např. železo, mangan, nikl) (Frauendorf, 2002). Problematické detekce CDOM z dat DPZ se podrobně věnuje disertační práce Laanen (2007). Mezi organické látky rozpuštěné ve vodě patří i rozpuštěný organický uhlík (dissolved organic carbon, DOC), který je definovaný jako část celkového množství organického uhlíku (total organic carbon, TOC), která projde přes 0,45 µm filtr (Hirtle; Rencz, 2003).

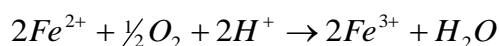
Přehled výše popsaných látek shrnuje obr. 9 na str. 27.

3.2 Kyselé důlní vody

Znečištění vodních ploch v blízkosti povrchových dolů, ať se jedná o plochy přirozeného původu či uměle vytvořené nádrže, je oproti ostatním vodním plochám specifické. V oblasti činných i opuštěných povrchových dolů těžících uhlí či kovové rudy se lze často setkat s výskytem kyselých důlních vod (Acid Mine Drainage, AMD). AMD vznikají nejčastěji oxidací pyritu (FeS_2) přítomného v uhlí (přímo v místě těžby nebo na haldách), mohou však vznikat i přirozenou oxidací sulfidických rud. Pyrit se ve vodním prostředí rozkládá na ionty vodíku, sírany a dvojmocné železo podle rovnice:



Při dostatečném přísunu kyslíku dochází k oxidaci dvojmocného železa (Fe^{2+}) na trojmocné (Fe^{3+}) podle následující rovnice:



(Jennings; Neuman; Blicher, 2008), (Šráček, 1999).

Trojmocné železo se může vysrážet v podobě $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (hydroxid železitý), který způsobuje typické oranžové zabarvení vod (viz obr. 7). Oxidací pyritu zároveň dochází ke snižování pH vody, tedy k jejímu okyselování (Šráček, 1999).



Obrázek 7: Charakteristické zabarvení vody způsobené rozpuštěným železem

Zdroj: autorka, kaolinový lom Božičany

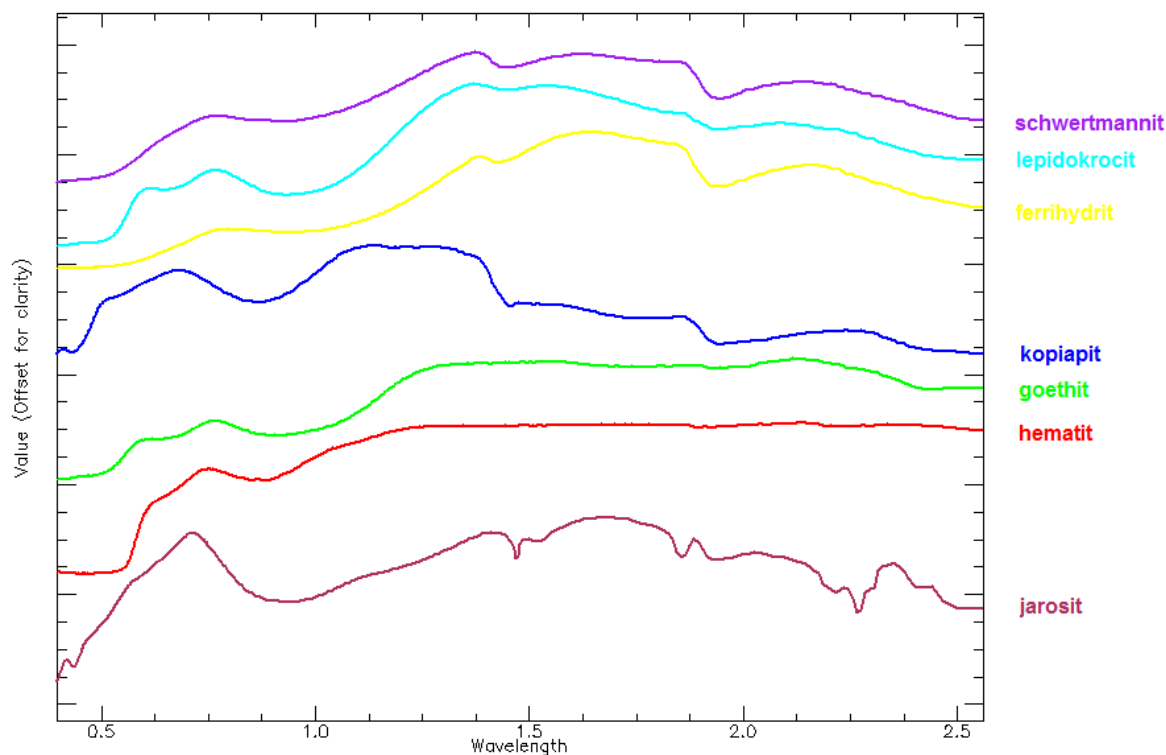
V závislosti na pH těchto vod, jejich složení a stupni oxidace se mohou vysrážet sekundární minerály obsahující železo, nazývané též jako řada zvětrávání pyritu: jarosit, schwertmannit, ferrihydrit, goethit, hematit aj. (Swayze et al., 2000). Díky formování těchto minerálů za různých acidických podmínek lze každý z těchto minerálů spojit s konkrétní hodnotou pH (Zabcic et al., 2005). Vzorec a přibližná hodnota pH těchto minerálů jsou uvedeny v tab. 2.

Tabulka 2: Vzorec a přibližná hodnota pH sekundárních minerálů železa

minerál	vzorec	pH
<i>jarosit</i>	$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	1,5 - 3
<i>goethit</i>	αFeOOH	3 - 6
<i>copiapit</i>	$\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}_4(\text{SO}_4)_6(\text{OH})_2 \cdot 20 \text{H}_2\text{O}$	< 3
<i>schwertmannit</i>	$\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4$	3 - 6
<i>hematit</i>	Fe_2O_3	8
<i>ferrihydrit</i>	$\text{Fe}_5\text{HO}_8 \cdot \text{H}_2\text{O}$	6 - 7,5
<i>lepidokrocit</i>	γFeOOH	> 7,5

Zdroj: Montero et al. (2005), Hauf et al. (2006), Kopačková et al. (2009b)

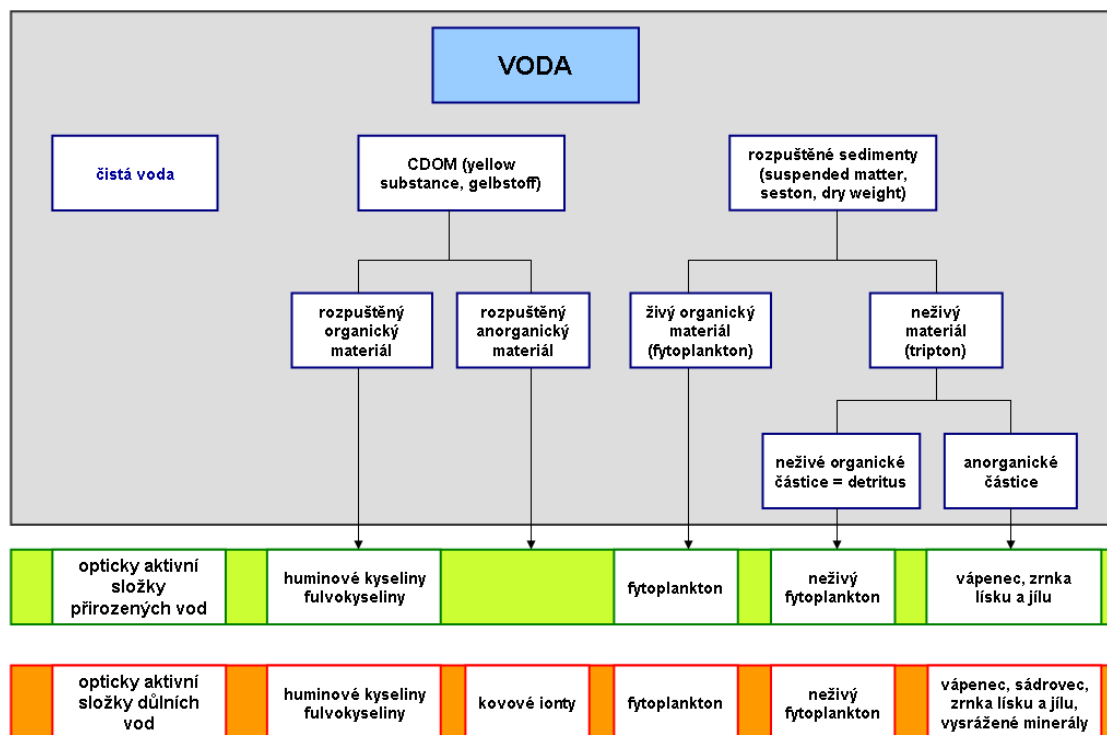
Díky chemickým a strukturálním vlastnostem mají tyto minerály unikátní spektrální projevy (viz obr. 8), které umožňují jejich dobrou identifikaci metodami obrazové spektroskopie (Montero et al., 2005).



Obrázek 8: Spektrální projev AMD minerálů

Zdroj: Spektrální knihovna USGS

Souhrn vodních částic, které mají vliv na výsledné optické vlastnosti vod, je znázorněn na obr. 9. Ve spodní části obrázku jsou vypsány konkrétní látky vyskytující se v přirozených vodách a v povrchových důlních vodách.

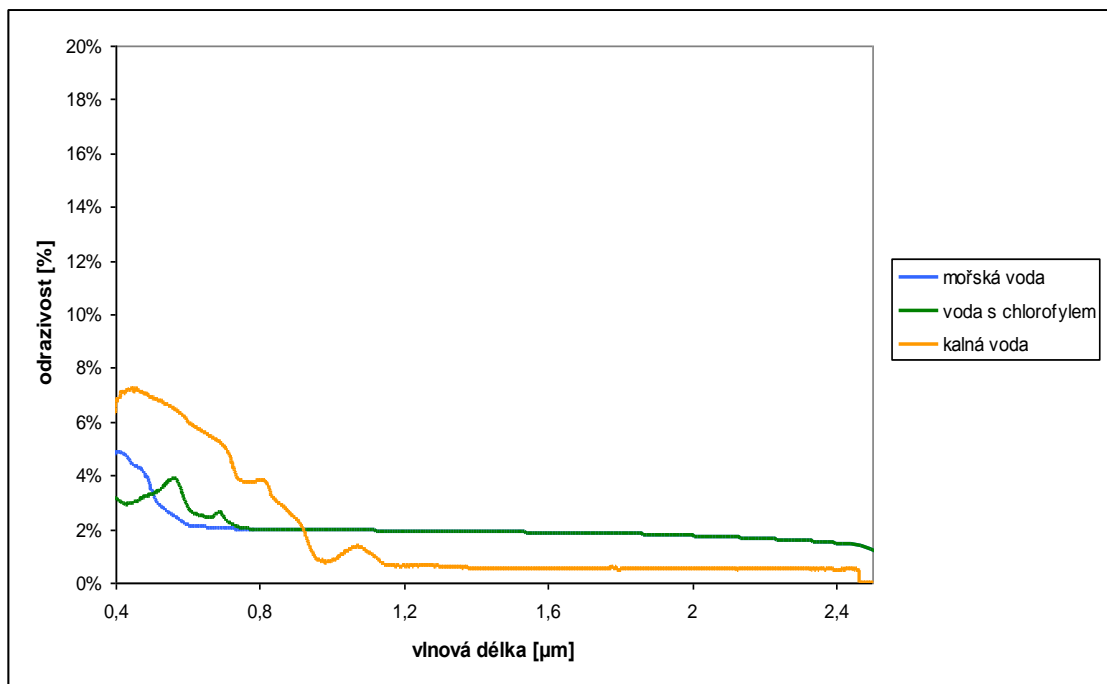


Obrázek 9: Opticky aktivní složky přirozených a důlních vod

Upraveno podle Frauendorf (2002)

3.3 Spektrální projev vody

Spektrální vlastnosti vody se výrazně odlišují od spektrálního projevu ostatních látek na zemském povrchu; zároveň se však velmi liší podle skupenství, ve kterém se voda vyskytuje. Zatímco sníh a led mají ve viditelné a infračervené části spektra velmi vysokou odrazivost, voda v kapalném skupenství se vyznačuje nízkou odrazivostí na všech vlnových délkách. Halounová a Pavelka (2007) uvádí, že maximální propustnost vody je na délce 480 nm a s rostoucí vlnovou délkou její odrazivost klesá. Jakékoli mechanické nebo biologické příměsi ve vodě samy odrážejí sluneční záření, čímž zvyšují celkovou odrazivost vodní plochy (viz obr. 10).

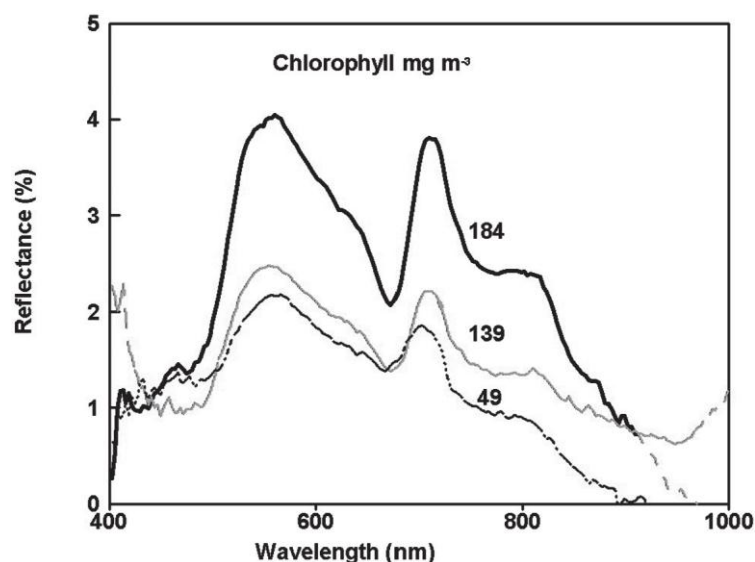


Obrázek 10: Vliv příměsí na odrazivost vody

Zdroj: Spektrální knihovna USGS

Nárůst odrazivosti závisí na konkrétním typu těchto částic, jejich koncentraci, barvě, textuře, hloubce vody a atmosférických podmínkách v době, kdy byl snímek pořízen (Ritchie; Zimba; Everitt, 2003).

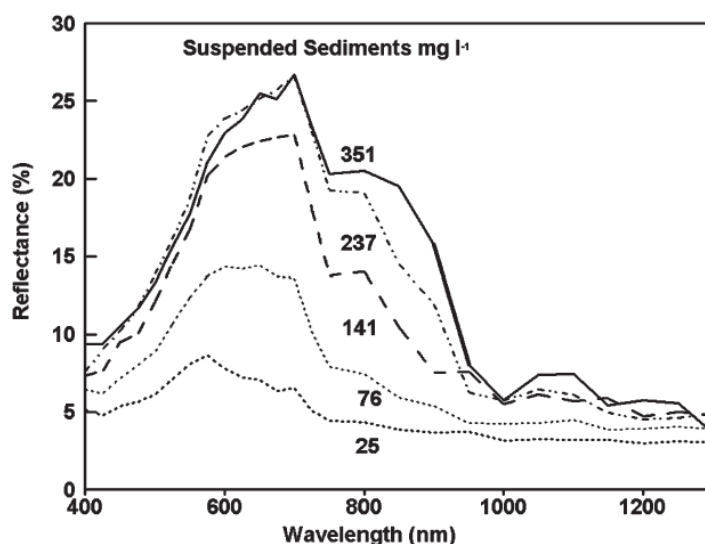
Přítomnost chlorofylu ve vodě způsobuje snížení odrazivosti v modré části spektra (450 - 500 nm) a zároveň zvýšení odrazivosti ve zbylé části viditelného spektra (500 - 800 nm). Toto zvýšení se nejvýrazněji projeví ve žlutozelené části spektra (500 - 600 nm), jak je vidět na obr. 10. Změnu odrazivosti vody s rostoucí koncentrací chlorofylu znázorňuje obr. 11, ze kterého je jasně zřetelná vysoká odrazivost chlorofylu na vlnové délce 550 a 700 nm a výrazná absorpce na vlnové délce 680 nm. Z hyperspektrálních dat je dokonce možné odlišit od sebe různé skupiny fytoplanktonu (Ritchie; Zimba; Everitt, 2003). Výběru vhodných vlnových délek pro zjištění obsahu chlorofylu ve vodě se podrobně věnuje Dekker (1993).



Obrázek 11: Odrazivost vody s různou koncentrací chlorofylu

Zdroj: Ritchie; Zimba; Everitt (2003)

Rozpuštěné sedimenty přítomné ve vodě zvyšují její odrazivost ve viditelné a infračervené části spektra a posouvají maximální odrazivost k delším vlnovým délkám (Halounová; Pavelka, 2007). Vztah množství rozpuštěných sedimentů a odrazivosti je znázorněn na obr. 12. Ritchie, Zimba a Everitt (2003) dále uvádí, že odrazivost vody obsahující rozpuštěné sedimenty záleží na typu sedimentů, jejich textuře a barvě. Podle těchto autorů je v případě koncentrace rozpuštěných sedimentů v rozmezí 0 - 50 mg / l odrazivost na konkrétních vlnových délkách lineárně závislá množství na sedimentů ve vodě. Při vyšších koncentracích je pro modelování tohoto vztahu nutné využít křivky vyššího stupně.

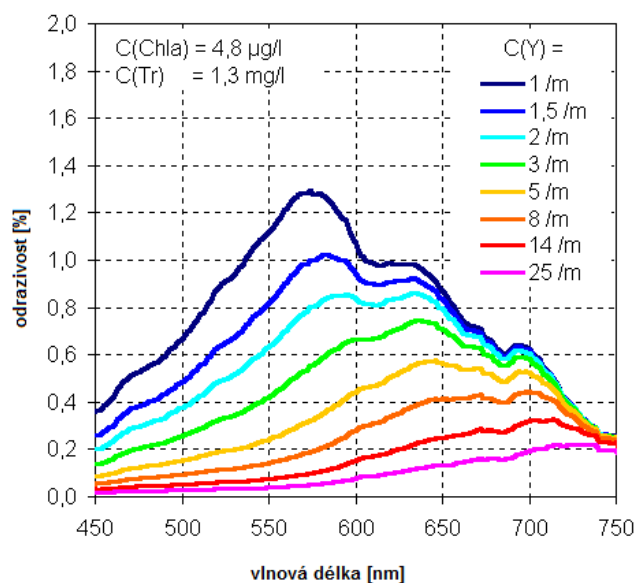


Obrázek 12: Vztah množství rozpuštěných sedimentů ve vodě a odrazivosti

Zdroj: Ritchie; Zimba; Everitt (2003)

Nejvhodnějšími vlnovými délkami pro určení množství sedimentů rozpuštěných ve vodě je rozmezí 700 - 800 nm, výběr optimálních vlnových délek také závisí na koncentraci rozpuštěných sedimentů ve vodě. Volpe et al. (2011) doporučují k odvození koncentrace rozpuštěných sedimentů vlnovou délku 650 nm, která je citlivá na množství rozpuštěných sedimentů ve vodě a zároveň ostatní částice obsažené ve vodě (chlorofyl, organické látky) tuto vlnovou délku ovlivňují minimálně. Han (1997) uvádí nejvyšší korelace odrazivosti a obsahu rozpuštěných sedimentů v rozmezí vlnových délek 722 - 900 nm, konkrétně 827, 830 a 847 nm (pokud se ve vodě současně s rozpuštěnými sedimenty vyskytoval i chlorofyl, nejsilnější korelace byla pozorována na vlnových délkách 767, 769 a 770). Stejný autor uvádí posun maxima odrazivosti ze žluté (578 nm) do oranžové (592 nm) části spektra při zvýšení koncentrace rozpuštěných sedimentů ve vodě z 0 na 25 mg/l, při větších koncentracích sedimentů dochází k posunu maxima až k červené části spektra (622 nm).

Vlivu obsahu rozpuštěného železa ve vodě se narozdíl od chlorofylu a rozpuštěných sedimentů věnuje daleko méně autorů. Narozdíl od chlorofylu a rozpuštěných sedimentů s narůstající koncentrací železných iontů ve vodě celková odrazivost vody klesá (viz obr. 13) a maximum odrazivosti se posouvá ze zelené (560 nm) do červené (738 nm) části spektra. Glässer et al. (2011) pro zjišťování koncentrace železa ve vodě využili rozdíly odrazivosti na vlnových délkách 568 a 489 nm a na 556 a 750 nm.

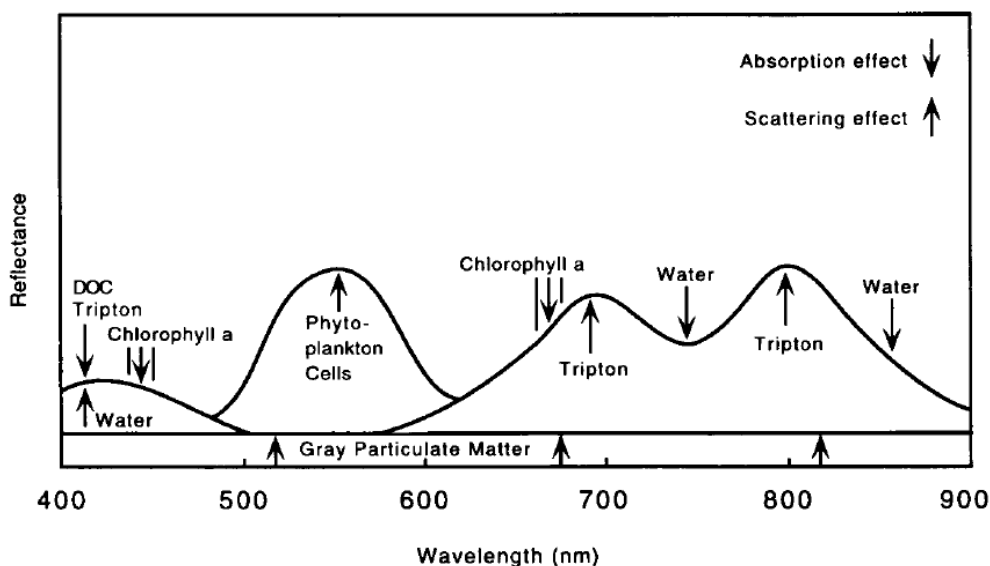


Obrázek 13: Odrazivost vody s příměsí CDOM obsahujícího železo

Upraveno podle Frauendorf (2002)

Odvozování množství rozpuštěného uhlíku ve vodě (dissolved organic carbon, DOC) je obtížnější vzhledem k překryvu spektrálního projevu DOC a fytoplanktonu. Organický uhlík obsažený ve vodě může pocházet jak z fytoplanktonu, tak z vegetace rostoucí v blízkosti vody, ze které se do vodního prostředí dostává prostřednictvím půdy. Množství DOC ve vodě tedy

nelze přímo odvozovat z množství vodního fytoplanktonu, přestože spolu tyto dva parametry mohou korelovat. Vliv DOC a dalších látek rozpuštěných ve vodě je znázorněn na obr. 14, podle kterého se DOC ve vodě nejvýrazněji projevuje na vlnových délkách kolem 400 nm. Pokud se ve vodě vyskytuje vyšší množství DOC oproti ostatním parametrům, je odrazivost vody velmi nízká (Arenz; Lewis; Saunder, 1996). Witte et al. (1982, cit. in Arenz; Lewis; Saunder, 1996) prokázal souvislost vyššího obsahu DOC s poklesem odrazivosti na 550 a 650 nm.



Obrázek 14: Vliv DOC, fytoplanktonu a triptonu na odrazivost vody

Zdroj: Arenz, Lewis, Saunder (1996)

Hirtle a Rencz (2003) uvádí, že i při malé změně koncentrace DOC ve vodě vzrůstá absorpce vody v modré a zelené části spektra, zatímco červené a blízké infračervené části spektra jsou změny minimální. Výsledkem je relativně vysoká odrazivost ve žluté a červené části spektra, následkem čehož má voda tmavě hnědou barvu.

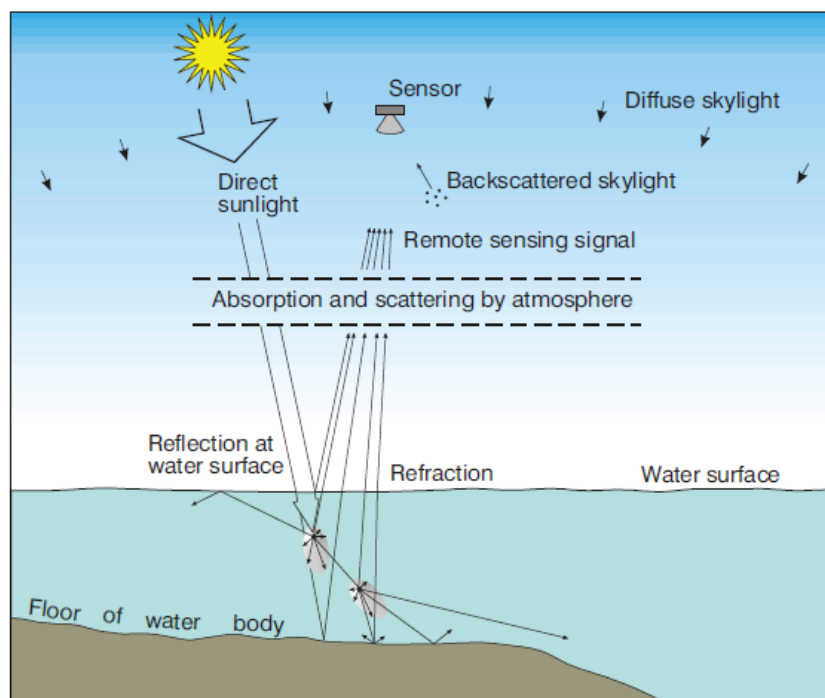
Vzhledem k výše popsanému spektrálnímu projevu vody a částic ve vodě rozpuštěných je pro většinu analýz obsahu rozpuštěných látek ve vodě používán rozsah vlnových délek v rozmezí 400 - 1000 nm.

3.4 Kvalita vody z dat DPZ

Sluneční záření dopadající na povrch vody je možné rozdělit do těchto částí (viz obr. 15):

1. **Záření odražené z povrchu vody** - cca 3,5 % záření je přímo odraženo
2. **Záření absorbované vodou** - největší část dopadajícího slunečního záření je absorbována vodou
3. **Rozptýlené záření** - část dopadajícího záření je rozptýlena materiálem a organismy obsaženými ve vodě

4. **Záření odražené ode dna** - zejména u mělkých a čistých vodních ploch se část záření může dostat až ke dnu a odrazit se od něj



Obrázek 15: Optické vlastnosti vody

Zdroj: Van der Meer; De Jong; Bakker, 2001

Zeslabení odraženého záření pod povrchem vody je způsobeno absorpcí a rozptylem na částicích materiálu rozpuštěného ve vodě. Záření zaznamenané senzorem je pak ve funkčním vztahu s koncentrací daného materiálu. Pro zjišťování materiálu rozpuštěného ve vodě je nutné znát vztah mezi optickými vlastnostmi vody a koncentrací rozpuštěných částic, stejně jako znát optické vlastnosti mapovaného substrátu (Dekker, 2001).

Multispektrální DPZ byl v oblasti vod původně využíván pro zkoumání vlastností mořské vody - pro tak rozsáhlé oblasti to byl mnohdy jediný využitelný způsob. Optické vlastnosti mořských vod jsou určovány především množstvím fytoplanktonu a produkty vzniklými jeho rozpadem. Optické vlastnosti těchto vod jsou poměrně jednoduché, např. pro určení množství chlorofylu s dostatečnou přesností stačí několik pásem v modrozelené části spektra. Také kvůli rozsahu zkoumaných mořských ploch, který by nebylo možné obsáhnout senzorem z letadla, jsou pro sledování charakteristik vodních ploch používána převážně družicová multispektrální data. Tento typ vodních ploch je v odborné literatuře nazýván kategorií vod 1 (angl. Case 1 waters).

Ostatní typy vod jsou zahrnovány do kategorie vod 2 (Case 2 waters). V případě této kategorie jsou optické vlastnosti vody ovlivňovány zejména rozpuštěným organickým

i anorganickým materiálem terestrického původu i odrazivostí dna (Dekker et al., 2001). Zatímco do kategorie vod 1 spadají pouze otevřená moře, kategorií vod 2 se rozumí pobřežní vody, ústí řek do moře a všechny vnitrozemské vody (Chen; Yu, 2009). V praxi však toto rozdělení není úplně vždy dodržováno. V případě antropogenně ovlivněných vod je situace ještě složitější; právě pro monitorování vod této kategorie jsou vzhledem ke komplexnosti problematiky velmi vhodná hyperspektrální obrazová data (Dekker et al., 2001).

3.5 Metody zjišťování množství rozpuštěných částic ve vodě z dat DPZ

Pokud chceme zjistit množství konkrétní látky rozpuštěné ve vodě, neobejdeme se bez pozemních odběrů vody. Základním principem většiny používaných metod je zjednodušeně řečeno nalezení vztahu mezi parametry vody známými z pozemních měření a jejich odrazivostí zjištěnou z dat DPZ. Výběr nejvhodnější vlnové délky pro určení množství vybraného parametru ve vodě závisí na konkrétním zjišťovaném parametru kvality vody, jeho koncentraci a charakteristice senzoru pořizujícího obrazová data (Ritchie; Zimba; Everitt, 2003). Jedním s problémů, se kterými se hyperspektrální DPZ v oblasti vod potýká, je fakt, že narozdíl od např. minerálů či vegetace v případě vody neexistuje referenční spektrální knihovna. Další otázkou při zjišťování koncentrace vybraných částic ve vodě je způsob, jak v případě vody definovat "čistý" pixel, tedy takové spektrum, které by mohlo být využito pro další analýzy, jako je spectral unmixing (Novo, 1993).

K získání informace o množství materiálu rozpuštěného ve vodě z hyperspektrálních obrazových dat je možné použít více postupů. Morel a Gordon (1980, cit in Dekker, 1993) uvádí tři základní přístupy k nalezení vztahu mezi parametry vody z pozemních měření a jejich spektrálním projevem:

1. Empirické metody

Empirický model mezi spektrálními vlastnostmi vody zjištěnými z obrazových dat a pozemními měřeními vody je odvozen na základě jejich statistického vztahu. Empirické metody popisují situaci pro konkrétní data, berou ohled na specifické podmínky v době pořízení dat a jsou méně náročné na množství vstupních dat. Výpočet je poměrně snadný, na druhou stranu se však jedná o poměrně jednoduchý popis, který většinou není přenositelný na jinou datovou sadu. Příkladem empirického modelu je metoda, kterou použili Flink; Lindell a Östlund (2001). Ti ve své práci zjišťovali pomocí vícenásobné regrese obsah chlorofylu ve dvou jezerech, přičemž pozemní měření existovala pouze k jednomu z nich.

2. Analytické modelování

Analytickými modely se rozumí fyzikálně založené modely (nazývány též modely radiativního transferu), které jsou na základě pozemních měření parametrizovány a simulují tak zkoumaný proces. Pokud je model správně parametrizován, přináší přesnější výsledky než model empirický a je možné použít ho na více lokalitách (Dekker, 1993). Oproti empirickým modelům jsou však analytické modely náročnější na výpočet i na množství vstupních dat. Základním principem těchto modelů je popis šíření slunečního záření od jeho průchodu atmosférou přes interakci záření se zemským povrchem až po jeho odraz a detekci družicovým či leteckým senzorem (Malenovský, 2006). Příkladem jejich využití může být dvoustupňový inverzní model, pomocí kterého zjišťovali Santini et al. (2010) koncentraci chlorofylu, CDOM a triptonu z družicových dat Hyperion a leteckých dat CASI a MIVIS.

3. Semi-empirické modely

Tato metoda se nachází na půli cesty mezi dvěma výše popsanými. Do statistického vztahu empirického modelu navíc přidává známé spektrální charakteristiky hledaných prvků (např. modelovaná spektra částic obsažených ve vodě). Tuto metodu dále rozvádí a využívá např. Dekker (1993) či Glässer (2011).

Dále je nutné vzít v úvahu, jaký je optimální počet a vlnová délka vstupních pásem, která budou využita pro výpočet obsahu sledovaných parametrů ve vodě. Dekker (1993) uvádí tři základní varianty: využití odrazivosti na jedné konkrétní vlnové délce, poměr odrazivosti dvou vlnových délek nebo kombinace tří a více vlnových délek.

1. Použití jedné vlnové délky

Velkou výhodou při využití pouze jedné vlnové délky pro výpočet obsahu zkoumaného parametru ve vodě je jednoduchost této metody, zejména při tvorbě map koncentrace zkoumaného parametru. Při kombinaci více vlnových délek také hrozí nárůst šumu způsobeného nekorelovaným šumem v jednotlivých spektrálních pásmech. Vybraná vlnová délka, která bude použita pro další výpočty, by se měla nacházet v oblasti výraznější absorpce nebo maxima odrazivosti (Dekker, 1993).

2. Použití poměru dvou vlnových délek

Použitím poměru dvou vlnových délek může být potlačen vliv atmosféry. Pokud do poměru vstupuje vlnová délka výrazné absorpce ve spektru, měla by být tato absorpce ovlivněna pouze množstvím zkoumaného parametru a nezávislá na jiných jevech (tzn. neměl by se zde projevovat vliv jiných parametrů na vznik této absorpce). Vlnové délky tvořící poměrový index by od sebe neměly být příliš vzdálené. Využitím poměru dvou pásem je také možné odstranit vliv jiného materiálu, který má podobný spektrální projev jako zkoumané látka (Dekker, 1993). V ideálním případě tvoří poměrový index jedna vlnová délka s vysokou

odrazivosti a druhá vlnová délka s výraznější absorpcí zkoumaného parametru (Arenz; Lewis; Saunders, 1996).

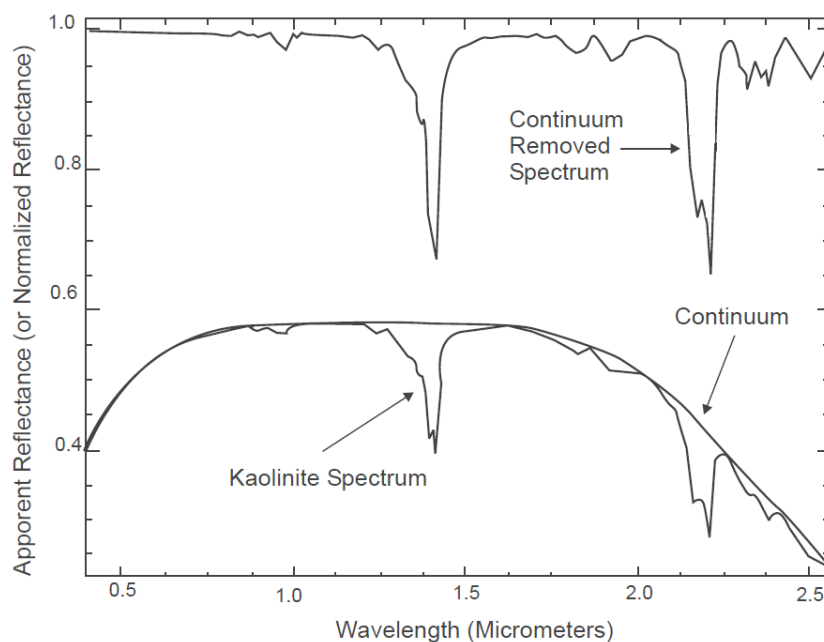
3. Použití kombinací více spektrálních pásem

Při tvorbě indexů by neměla být využita více než tři pásma, jinak dochází k nárůstu šumu ve výsledném obraze.

Obecně je doporučováno spíše využití kombinací více spektrálních pásem, které vede k přesnějšímu využití spektrální informace z obrazových dat. Z uvedených technik je označen jako nejlepší a nejčastěji využívaný poměr odrazivosti dvou vlnových délek. Je nutno uvést, že pro oblast DPZ vody téměř neexistují obecně používané indexy, jako je tomu např. při dálkovém průzkumu vegetace. Možné je i využití vícenásobné regrese, a to jak pro odrazivost na vybraných vlnových délkách, tak i pro poměrové indexy (viz např. Flink; Lindell a Östlund, 2001).

K výběru vhodných vlnových délek je možné využít i metody první derivace spekter. Malthus a Dekker (1995) uvádí, že využití derivací umožňuje potlačení ostatních vlivů, které nejsou předmětem výzkumu, na výslednou odrazivost. Příkladem může být mapování látek, jejichž spektrální projev se překrývá (např. odlišení fytoplanktonu a detritu ve vodě). Při zobrazení originálního spektra zkoumané vodní plochy se na tvaru spektrální křivky projeví vliv částic rozpuštěných ve vodě. V případě první derivace spektrálních křivek vrcholky odhalí velikost změny ve sklonu původního spektra - spektra s narůstající odrazivostí při zvyšující se vlnové délce mají kladné hodnoty první derivace, zatímco při klesající odrazivosti je hodnota první derivace záporná. Velkou nevýhodou použití této metody obrazových dat je fakt, že derivovaná data jsou velmi citlivá na šum; použitím derivací tedy šum v datech narůstá (Tsai; Philpot, 1998).

Další metodou, která může být při výběru vlnových délek nápomocná, je tzv. odstranění kontinua (angl. continuum removal). Kontinuem je myšlena konvexní obalová křivka procházející lokálními maximy původního spektra. Odstraněním kontinua se rozumí relativizace absolutních hodnot odrazivosti vůči kontinuu (viz obr. 16), čímž dojde k odstranění vlivů, které s pozorovaným jevem nemusí souviset (např. vliv atmosféry nebo použitého senzoru). Odrazivost pak nabývá relativních hodnot od 0 do 1.



Obrázek 16: Odstranění kontinua na příkladu spektrální křivky kaolinitu

Zdroj: Van der Meer, 2004

Tento proces lze popsat matematicky pomocí následujícího vzorce:

$$R_{CR} = \frac{R}{C},$$

kde R_{CR} je odrazivost normalizovaná vůči kontinuu, R je původní odrazivost a C je kontinuum (Van der Meer; 2004).

Použití metody spectral unmixing, běžné např. pro geologické aplikace v oblasti hyperspektrálních dat, není pro monitorování kvality vody příliš časté. Tento přístup využili Tyler et al. (2006), kteří ve vodě s vyšším obsahem rozpuštěných sedimentů určovali množství fytoplanktonu. Zatímco v hlubších a relativně čistých vodách lze množství chlorofylu úspěšně zjišťovat pomocí jednoduchých korelací, u vod s vyšším obsahem sedimentů je tento způsob odvození méně spolehlivý, zejména v případě dat s nižším spektrálním rozlišením. Pro tento případ autoři prokázali úspěšnost metody spectral unmixing.

4 DATA A METODIKA

4.1 Zájmové území

Zájmovým územím práce je oblast Sokolovské hnědouhelné pánve, která je přibližně vymezená na obr. 17.



Obrázek 17: Vymezení zájmového území

Zdroj dat: ArcČR, Geoportál CENIA

Jedná se o 8 - 9 km širokou a 36 km dlouhou sedimentární pánev (depresi) o celkové ploše 200 km² (Rojík, 2003), ohraničenou na severozápadě Krušnými horami, na východě Doupovskými vrchy a na jihovýchodě Slavkovským lesem (Pecharová; Sýkorová; Šťastný, 2007). Sokolovská pánev je tvořená vulkanickými a sedimentárními výplněmi třetihorního stáří, v jejichž podloží vystupují horniny krušnohorského krystalinika a pozdně variské magmatity, které jsou hluboce kaolinicky zvětralé a místy vycházejí na povrch. Terén pánve je mírně zvlněný a v důsledku těžby uhlí narušen četnými antropogenními tvary (Demek; Mackovčín et al., 2006).

Sokolovská pánev má tři slojová souvrství (Rojík, 2003). Největší zásoby obsahuje sloj Antonín, jejíž uhlí je méně až středně prouhelněné, má vysoký obsah vody a poměrně nízký obsah síry. Sloj se těží povrchově v lomech Jiří a Družba (viz obr. 18) (René, 2007) a uhlí je

využíváno především v energetice (Geofond, 2001). V lomu Družba byla v srpnu 2011 z důvodu sesuvu vnitřní výsypky výrazně omezena těžba, fungování lomu je předpokládáno do r. 2015 (Sokolovská uhelná, 2012).



Obrázek 18: Lom Družba

foto autorka

Uhlí sloje Josef, které mělo vyšší stupeň prouhelnění, ale zároveň zvýšený obsah popela, síry a dalších škodlivin, již není využíváno (René, 2007). Sloj Anežka obsahovala ze všech tří slojí nejkvalitnější uhlí, které už však bylo téměř vytěženo (Zdař bůh, 2008). Sloje jsou překryty souvrstvím jílovců tvořených především kaolinitem, illitem a montmorillonitem (Rojík, 2003).

V současnosti je v oblasti Sokolovské hnědouhelné pánve ročně vytěženo kolem 10 mil. tun hnědého uhlí (Sokolovská uhelná, 2007).

V následujících 4 kapitolách jsou podrobně popsány konkrétní lokality, ze kterých byly odebrány vzorky vody.

4.1.1 Lokalita Erika

Bývalá pískovna Erika (viz obr. 19) se nachází SZ od Sokolova. Těžba písku zde byla ukončena kolem r. 2000, od té doby je území ponecháno sukcesi (Krása; Třísková, 2012). Geologické podloží lokality tvoří písky, štěrky, pískovce, slepence a prachovité kaolinitové jíly (Česká geologická služba, 2009). Z paleontologického hlediska je tato lokalita významná třetihorními

písečnými sedimenty, ve kterých lze nalézt zkameněliny rostlin z tohoto období (Krása; Třísková, 2012).



Obrázek 19: Lokalita Erika

foto autorka

4.1.2 Lokalita Lomnice

Bývalý lom Lomnice se nachází v blízkosti lomu Jiří a Podkrušnohorské výsypky. Lokalita bude v nejbližší době přetěžena postupujícím uhelným lomem Jiří (ČGS, 2012a).



Obrázek 20: Lokalita Lomnice

Zdroj: <http://www.remotesensing-geology.ic.cz> (vpravo), autorka (vlevo)

V rámci této lokality byl jeden ze vzorků odebrán na jezírku Georg (viz obr. 20 vpravo), ostatní v malých vodních plochách (obr. 20 vlevo) a jejich přítocích.

4.1.3 Lokalita Lítov

Výsypka Lítov (viz obr. 21) se nachází mezi obcemi Chlum Svaté Máří, Lítov a Habartov. Je tvořena materiálem vytěženým z lomu Medard, zejména tufitickými jíly, které způsobují značnou kyselost zdejších vod. Vzhledem k podloží zde neroste téměř žádná vegetace, díky čemuž je tato lokalita postižena erozí a odnosem materiálu (ČGS, 2012b).



Obrázek 21: Lítovská výsypka

Foto autorka

4.1.4 Lokalita Medard

Jezero Medard (obr. 22) vzniká v oblasti bývalého lomu Medard - Libík. Těžba v této lokalitě byla ukončena v r. 2000, od r. 2010 je jezero napouštěno vodou z řeky Ohře a jeho dokončení je podle stavu vody v Ohři plánováno na r. 2013 (ČGS, 2012c).



Obrázek 22: Napouštění jezera Medard

Foto autorka

4.1.5 Podkrušnohorská výsypka

Podkrušnohorská výsypka (PVS) je se svou rozlohou 1957 ha největší výsypkou v ČR (obr. 23). Jedná se o vnější výsypku lomu Jiří; ukládání materiálu zde bylo ukončeno v r. 2005 a od té doby zde probíhá rekultivace doprovázená výsadbou dřevin a budováním zemědělských ploch. Vzhledem ke své velikosti je výsypka tvořena pestrou směsí hornin, tvoří ji cyprisorové jíly, jílovce, uhelné jíly, zbytky uhlí a další podsypkové materiály (Wikipedia, 2012).



Obrázek 23: Podkrušnohorská výsypka

Foto: autorka

4.2 Vstupní data

Nejdůležitějšími vstupními daty pro tuto práci byla letecká obrazová hyperspektrální data pořízená senzorem HyMap v letech 2009 a 2010. Souběžně s leteckou kampaní probíhala podpůrná pozemní kampaň ke zpracování leteckých dat, při které byla přenosným spektrometrem ASD FieldSpec-3 měřena odrazivost vybraných povrchů pro pozdější provedení korekcí senzoru a atmosféry. Dalšími důležitými daty jsou vzorky vody z vybraných lokalit, které byly v rámci pozemního průzkumu odebrány o dva týdny později.

4.2.1 Letecká hyperspektrální data ze senzoru HyMap

Letecká data z roku 2009 byla pořízena 27. července 2009 společností DLR (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt). Pro pokrytí zájmového území o rozměrech přibližně 15 x 22 km bylo nasnímáno celkem 9 letových linií ve směru SV-JZ. Průměrná výška letu se pohybovala kolem 2 570 m n. m., výsledné geometrické rozlišení obrazu je 5 metrů.

K následnému preprocessingu leteckých dat byla současně s přeletem organizována pozemní kampaň. Pro kalibraci obrazových dat bylo nutné nalézt v oblasti snímané senzorem referenční homogenní plochy o minimální velikosti 5 x 5 obrazových pixelů, jejichž odrazivost byla následně změřena spektrometrem ASD FieldSpec-3. Dále během přeletu probíhalo měření okamžitého stavu atmosféry, konkrétně obsahu vodních par a množství aerosolů v atmosféře.

Letecká hyperspektrální data byla pro potřeby diplomové práce předána v úrovni reflektance (odrazivosti), tedy již s provedenými atmosférickými a geometrickými korekcemi. Radiometrická a atmosférická korekce leteckých dat byla provedena Ústavem systémové biologie a ekologie AV ČR ve spolupráci s DLR. K provedení atmosférických korekcí byl využit model ATCOR-4, do nějž mimo jiné vstupovala data získaná při pozemním měření (odrazivost referenčních ploch, obsah vodních par a množství aerosolů v atmosféře).

Pro georeferencování a ortorektifikaci leteckých dat byl využit SW PARGE; jako vstupní parametry sloužila data z IMU/GPS jednotky nesené na palubě letadla a digitální výškový model o prostorovém rozlišení 10 metrů. Výsledný obraz byl umístěn do souřadného systému UTM 33N (elipsoid WGS-84). Jednotlivé letové linie byly následně mozaikovány v softwaru ENVI, pro převzorkování obrazu byla použita metoda Nearest neighbor. Pro kontrolu přesnosti bylo použito 20 náhodně vybraných kontrolních bodů o známých souřadnicích, pomocí kterých byla zjištěna hodnota směrodatné odchylky 2,7 m (Hanuš, 2010).

Letecká data za rok 2010 byla pořízena dne 21. srpna společností DLR. Při letové výšce zhruba 2 500 m bylo nasnímáno celkem 7 letových linií. Prostorové rozlišení snímku je 4 metry. Atmosférické korekce byly provedeny opět pomocí modelu ATCOR-4, k čemuž byla použita i data z pozemních měření přenosným spektrometrem ASD SpecPRO. Letecká data z r. 2010 mají vzhledem k horším meteorologickým podmínkám v době přeletu výrazně nižší kvalitu; v datech jsou patrné rozdíly v odrazivosti mezi jednotlivými liniemi.

4.2.2 Odběry vody

V srpnu 2009, tedy krátce po pořízení leteckých dat, byla Mgr. Veronikou Kopačkovou z České geologické služby na vybraných vodních plochách v zájmové oblasti provedena měření fyzikálních a chemických parametrů vody a odebrány vzorky vody pro následné laboratorní měření. Celkem bylo provedeno 17 měření na pěti různých lokalitách, které byly současně polohově zaměřeny pomocí GPS. Seznam měřených parametrů udává tab. 3.

Tabulka 3: Měřené parametry vody

<i>fyzikální parametry vody</i>	pH, redox, konduktivita, obsah suspenze
<i>anionty</i>	$(\text{HCO}_3)^-$, $(\text{NO}_3)^-$, F^- , $(\text{SO}_4)^{2-}$, Cl^-
<i>kationty</i>	Li^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Al , K^+ , Ca^{2+} , Mn^{2+} , Fe^+ , Zn^{2+} , Sr^{2+} , SiO_2
<i>stopové prvky</i>	V, Cr, Co, Cu, As, Cd, Pb
<i>ostatní</i>	Hg, NH_4^+ , rozpuštěný organický uhlík (DOC), obsah suspenze

Pro samotnou diplomovou práci byly využity zejména údaje o hodnotě pH, množství rozpuštěného železa, rozpuštěného organického uhlíku (DOC) a obsahu suspenze. Hodnoty těchto parametrů shrnuje tab. 4. Vzhledem k velikosti jednotlivých vodních ploch a prostorovému rozlišení snímku HyMap bylo možné v obraze rozpoznat jen 8 ze 17 měřených vodních ploch (v tab. 4 jsou tyto plochy barevně zvýrazněné), v dalším postupu tak bude počítáno pouze s těmito měřeními.

Tabulka 4: Hodnoty vybraných chemických a fyzikálních parametrů z pozemních měření

číslo vzorku	lokalita	ID lokality	pH	DOC [mg / l]	Fe [mg / l]	suspenze [mg / l]	je v obraze
1	Erika 1	EV1	7,57	13,40	1,02	11,3	ne
2	Erika 2	EV2	3,45	1,10	2,82	0,5	ano
3	Lomnice 1	LOV1	7,47	2,00	153,11	25,2	ne
4	Lomnice 2	LOV2	5,10	2,50	118,62	3,3	ano
5	Lomnice 3	LOV3	2,78	2,20	332,84	67,1	ne
6	Lomnice 4	LOV4	4,36	3,20	181,21	19,8	ne
7	Lomnice 5	LOV5	2,90	1,10	16,01	12,4	ano
8	Lítov 1	LIV1	3,18	2,50	106,74	14,4	ano
9	Lítov 2	LIV2	2,65	6,60	783,19	91,4	ne
10	Medard 1	MEV1	3,03	1,80	25,86	47,0	ne
11	Medard 2	MEV2	6,33	3,30	0,68	11,6	ano
12	Medard 3	MEV3	6,22	3,30	28,61	15,9	ne
13	Medard 4	MEV4	6,59	2,30	8,60	28,9	ne
14	PVSV 1	PVS1	3,46	3,80	310,68	15,8	ne
15	PVSV 2	PVS2	6,78	6,40	0,44	13,3	ano
16	PVSV 3	PVS3	2,97	9,10	0,15	15,7	ano
17	PVSV 4	PVS4	8,31	8,50	0,22	10,8	ano

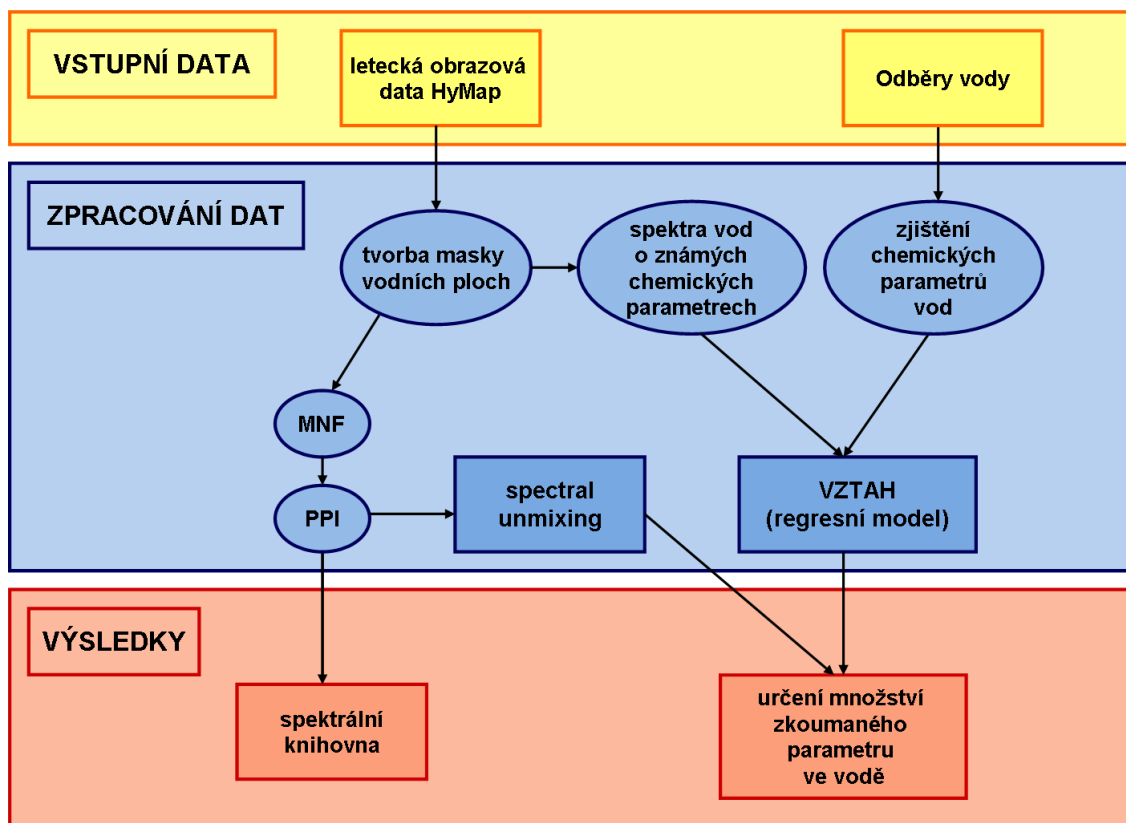
pozn.: pro lokalitu Podkrušnohorská výsypka v textu dále používána zkratka PVS

4.3 Použitý software

Všechna obrazová data použitá v rámci této práce byla zpracovávána v softwaru ENVI. Pro vizualizaci a tvorbu finálních mapových výstupů byl využit software ArcGIS. Ke statistickému zpracování dat sloužily programy SPSS a Microsoft Excel.

4.4 Postup práce

Postup práce je stručně znázorněn na obr. 24. Nejdříve bylo nutné vytvořit masku vody, k čemuž byla využita klasifikace Maximum likelihood. Pod touto maskou byly pomocí metod MNF a PPI hledány "čisté" pixely, tedy takové pixely, které reprezentují určitý typ vod, jsou částečně zastoupeny ve smíšených pixelech, a které tvoří většinu pixelů vodních ploch pod maskou. Z identifikovaných spekter čistých pixelů byla vytvořena spektrální knihovna, která byla vstupem pro další analýzu - spectral unmixing. Dále byla z obrazu ručně odebrána spektra těch vodních ploch, pro které byla provedena měření chemických parametrů vod. Mezi chemickými a spektrálními vlastnostmi těchto vod byl následně hledán vztah, který by co nejpřesněji umožňoval odvození vybraných parametrů ze snímku HyMap. Tento postup byl aplikován pro obsah rozpuštěného železa a suspenze ve vodě pro roky 2009, v případě metody spectral unmixing i pro rok 2010.



Obrázek 24: Postup zpracování dat

4.4.1 Tvorba masky vodních ploch

Prvním krokem při zpracování atmosféricky a geometricky korigovaného snímku HyMap byla tvorba masky vodních ploch, pod kterou probíhaly veškeré další analýzy. V softwaru ENVI byly zkoušeny různé klasifikace obrazových dat. Vzhledem k faktu, že spektrální projev vody je oproti ostatním typům povrchu ve snímku specifický, byla nakonec zvolena metoda Maximum Likelihood oproti náročnější klasifikaci pomocí neuronových sítí. Dále bylo zvažováno, zda klasifikaci aplikovat na celý snímek (mozaiku jednotlivých linií) nebo postupně na jednotlivé letové linie. Při klasifikaci celého snímku z r. 2009 bylo dosaženo vyhovujících výsledků, nebylo tak nutné klasifikovat snímek po částech. Při klasifikaci se jako problematické ukázaly stíny stromů a zástavby, které byly díky své nízké odrazivosti klasifikovány jako voda; tyto problematické oblasti byly správně zařazeny až v druhém kole klasifikace. Pro klasifikaci byly sesbírány trénovací plochy pro celkem 9 tříd - voda, jehličnaté lesy, listnaté lesy, 3 kategorie polí, uhlí, jíl a zástavba. Každá třída musela obsahovat nejméně $(2n + 1)$ pixelů, kde n je počet vstupních pásem (v případě HyMapu tedy 125).

Výsledná klasifikace byla upravena pomocí tzv. síťového filtru (sieve filter). Tento filtr odstraňuje malé izolované skupiny pixelů jedné třídy obklopené třídou odlišnou. Uživatel definuje, zda jsou filtrovány pixely ve 4 nebo 8 směrech a počet pixelů, který bude filtrem

odstraněn (ENVI, 2009). Zde bylo nastaveno odstranění skupin s méně než 4 pixely v 8 směrech.

Z klasifikovaného obrazu upraveného sítovým filtrem byla vytvořena binární maska vodních ploch (viz obr. 25). Pod touto maskou byly prováděny všechny následující analýzy.



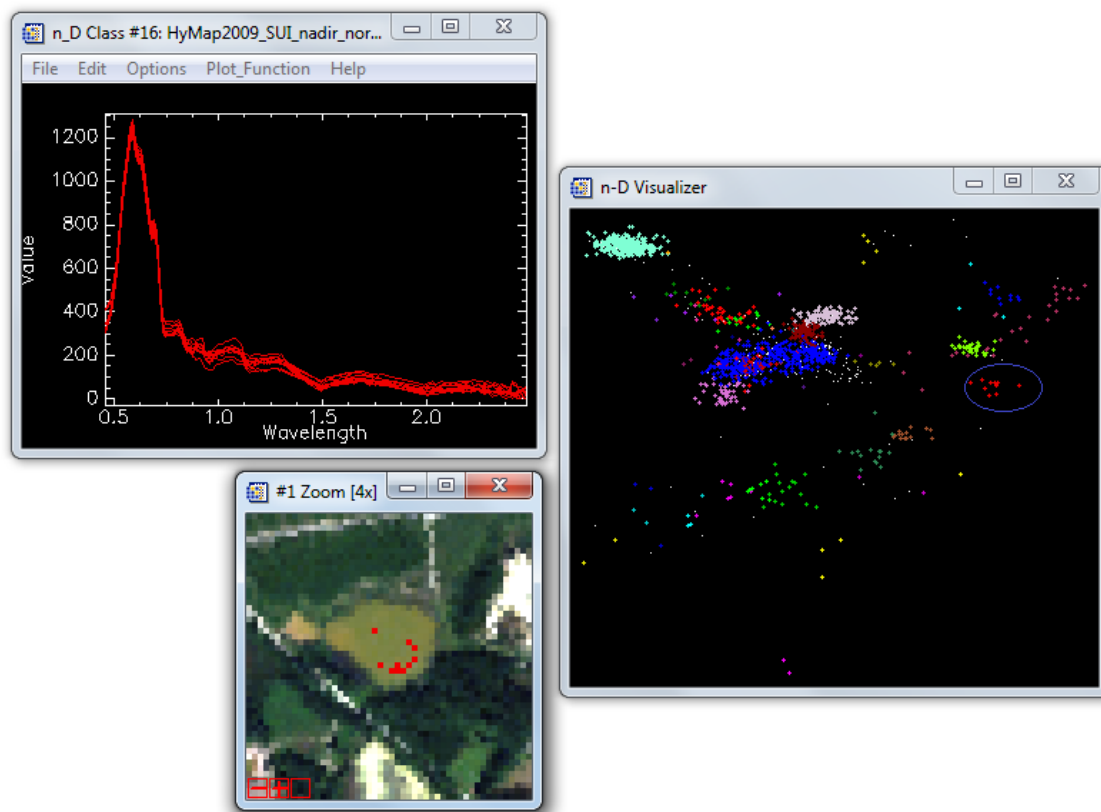
Obrázek 25: Ukázka vytvořené masky vody

4.4.2 Výběr spektrálně čistých pixelů

V dalších krocích bylo pracováno pouze s pixely, které byly klasifikovány jako voda, veškeré výpočty proto probíhaly pod maskou vytvořenou v předchozím kroku. Pro všech 125 vstupních pásem byla provedena MNF transformace. Na základě zhodnocení grafu hodnot vlastních čísel (eigenvalues) bylo rozhodnuto, že dále bude pracováno s prvními 10 MNF komponentami. Tato pásma byla vstupem pro výpočet indexu PPI. Pro výpočet bylo nutné nastavit tři základní parametry - prahovou hodnotu, celkový počet iterací a počet iterací, které proběhnou najednou. Čím vyšší je celkový počet iterací, tím přesněji jsou určeny spektrálně čisté pixely, ovšem za cenu větší výpočetní náročnosti. Defaultní počet iterací - 10 000 - byl shledán jako dostačující a ponechán. Podobně i u počtu iterací probíhajících najednou byla ponechána defaultní hodnota 250. Nejdůležitějším parametrem při výpočtu PPI je prahová hodnota - určuje hranici, podle které bude pixel považován za spektrálně čistý. Pokud je tato prahová hodnota nízká, je nalezeno jen velmi málo spektrálně čistých pixelů, naopak při vysoké prahové hodnotě mohou být některé pixely nesprávně označeny za čisté. Nejprve byla vyzkoušena prahová hodnota 3, jako lepší ale byla shledána defaultní hodnota 2,5, která byla nakonec pro výpočet použita. Testován byl i výpočet PPI z 5 MNF pásem, při tomto nastavení však při dalších krocích vycházely horší výsledky.

Konečný výběr spektrálně čistých pixelů byl proveden v prostředí n-D vizualizeru, který je součástí ENVI. Do něj bylo načteno 10 MNF pásem a obraz PPI. Pomocí n-D vizualizeru je možné interaktivně vybírat spektrálně čisté pixely a tvořit skupiny pixelů s podobným spektrálním projevem. Uživatel zde může vybírat MNF pásma, která budou vizualizována a celým příznakovým prostorem je možné otáčet. Propojení s původním obrazem umožňuje také

generování spektrálních křivek pro konkrétní pixely či exportování vybraných pixelů v podobě ROI (regions of interests) a zobrazení nad původním snímkem (viz obr. 26).



Obrázek 26: Ukázka výběru spektrálně čistých pixelů v ENVI

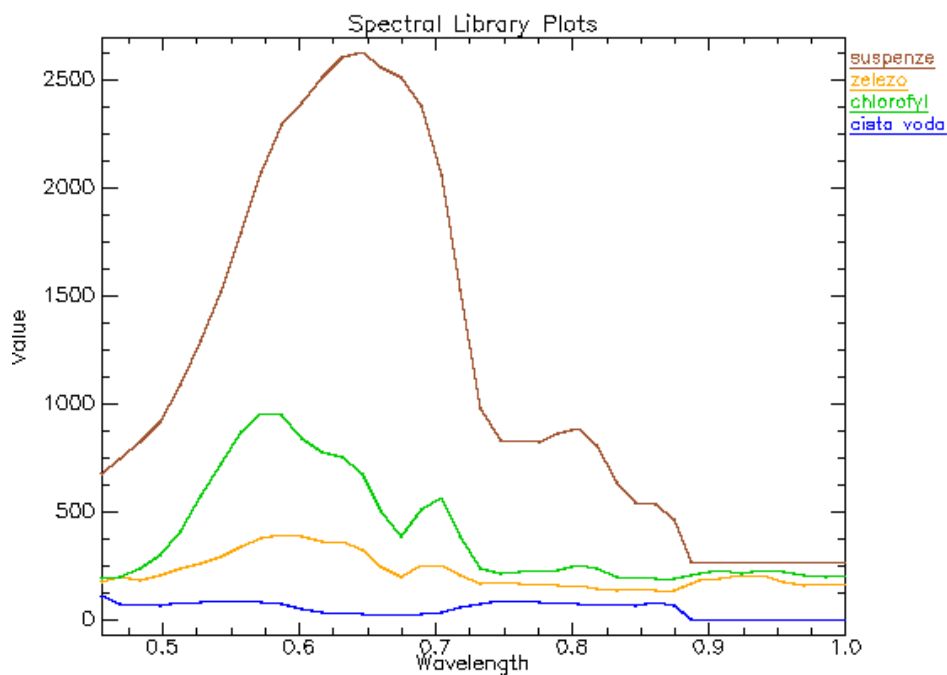
K výběru spektrálně čistých pixelů je nápomocná funkce *Auto Cluster*, která na základě PPI hodnoty pixelu a jeho polohy v rohu shluku pixelů vybere několik vhodných pixelů. Toto je však jen jakýsi základ pro výběr, uživatel má nyní možnost rotovat příznakovým prostorem, přidávat pixely k vytvořeným skupinám či vytvářet skupiny nové.

Funkcí *Auto Cluster* bylo vytvořeno celkem 11 tříd o 1 - 160 pixelech (počet pixelů v jedné třídě se pohyboval většinou v řádu jednotek). Postupným otáčením příznakového prostoru byly vytvářeny nové třídy a do nich zařazovány pixely, které se nacházely na okrajích shluku a současně měly podobný spektrální projev. Při výběru různých kombinací MNF pásem pro vizualizaci a při rotaci příznakovým prostorem by pak vybrané pixely měly zůstat blízko sebe. Tímto způsobem bylo identifikováno celkem 23 tříd s počtem pixelů mezi 1 - 4, z jejichž spektrálních křivek byla pro další postup vytvořena spektrální knihovna. Takto odvozené spektrální křivky kompletně popisují spektrální variabilitu vody v zájmové oblasti.

4.4.3 Spectral Unmixing

Spektrální knihovna vytvořená v předchozím kroku byla základem pro klasifikaci obrazu metodou spectral unmixing. Samotná klasifikace probíhala pod vytvořenou maskou vody, aby byla vstupní spektra hledána pouze ve vodních plochách. Nejprve byl vyzkoušen spectral unmixing pro všechny identifikované koncové členy; výsledek však byl zcela nedostačující - hodnoty jednotlivých pixelů ve výsledných obrazech se pohybovaly mimo interval (0; 1); výsledný obraz byl velmi zrnitý a nedala se v něm pozorovat jakákoli souvislost s mapovaným parametrem. Toto potvrdil i obraz RMS, ve kterém se vyskytovaly rozsáhlejší homogenní plochy a zároveň hodnoty jednotlivých pixelů tohoto obrazu dosahovaly poměrně vysokých hodnot.

Dále bylo ze 23 spektrálních křivek vybraných pomocí analýzy PPI na základě literatury zkoumáno, která látka obsažená ve vodě má na jejich tvar největší vliv. Takto byli vybráni 3 zástupci opticky aktivních látek ve vodě - chlorofyl, suspenze a železo (viz obr. 27) a spektrum "čisté" vody bez výraznějšího vlivu těchto látek; tato spektra byla vstupem pro spectral unmixing.



Obrázek 27: Spektrum křivek využitých pro spectral unmixing

Zdroj: autorka s využitím dat HyMap 2009

Při využití spectral unmixingu bez omezení (unconstrained) se hodnoty pixelů pro jednotlivé koncové členy pohybovaly i mimo interval (0; 1). Použitím "constrained" unmixingu již hodnoty většiny pixelů spadaly do tohoto intervalu, přičemž v případě železa bylo hodnot, které ležely mimo tento interval, o něco více. Bohužel se nepodařilo nalézt "čisté" spektrum reprezentující DOC, proto nemohlo být v dalším kroku zjištěno jeho relativní

množství ve vodě. Stejně koncové členy jako pro rok 2009 byly použity i pro klasifikaci dat pořízených v roce 2010.

4.4.4 Výběr vhodných spektrálních pásem

Pro další postup byla z obrazu ručně odebrána spektra vodních ploch v místě, kde byla provedena pozemní měření chemických parametrů vody. Vzhledem k vysoké absorpci vody na delších vlnových délkách bylo nadále pracováno pouze s vlnovými délkami v rozsahu 450 - 1000 nm.

Pro tvorbu map koncentrace vybraných parametrů byly podrobně zkoumány spektrální křivky všech zájmových vodních ploch. V literatuře lze alespoň v případě suspenze nalézt množství konkrétních vlnových délek i jejich poměrů, které jsou vhodné pro určování obsahu suspenze ve vodě. Výběr vhodných vlnových délek se však liší případ od případu - záleží na tom, zda jsou ve vodě přítomné i jiné látky, které mohou výslednou odrazivost vody ovlivnit.

K výběru nejvhodnějších vlnových délek byla provedena korelace hodnot železa, rozpuštěných sedimentů a DOC z pozemních měření s hodnotou odrazivosti na vlnových délkách v rozmezí 450 - 1000 nm. K tomuto hodnocení byl použit Pearsonův korelační koeficient vyjádřený následující rovnicí:

$$r_{xy} = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x_i - \bar{x})^2 \sum (y_i - \bar{y})^2}},$$

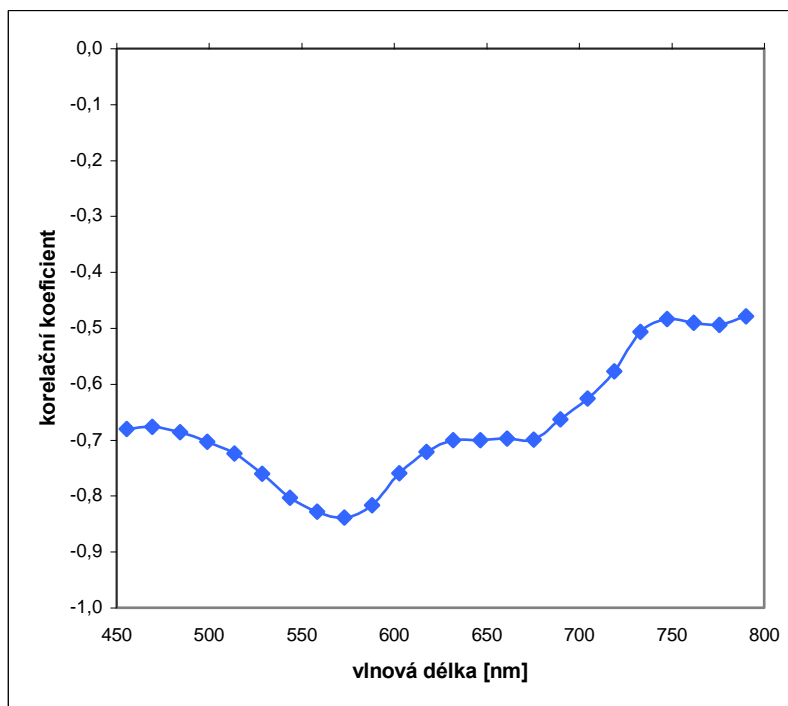
kde x a y jsou hodnoty veličin, pro které se snažíme prokázat závislost. Korelační koeficient nabývá hodnot z intervalu (-1, 1). Čím více se absolutní hodnota korelačního koeficientu blíží 1, tím těsnější je lineární závislost mezi zkoumanými veličinami. Při kladných hodnotách koeficientu s nárůstem jedné veličiny roste lineárně i veličina druhá, při záporném koeficientu s nárůstem jedné veličiny druhá lineárně klesá.

Nejprve byla provedena korelace hodnot pozemních měření obsahu železa, suspenze a DOC a vlnových délek v intervalu 450 - 1000 nm. Na základě výsledných korelačních koeficientů, spektrálních křivek a konfrontace s literaturou byly vybírány nejvhodnější vlnové délky a dále byla hledána vhodná kombinace vlnových délek, která by vztah mezi chemickými a spektrálními vlastnostmi vody co nejlépe vystihovala. Při výběru vhodných vlnových délek byly použity i další dvě metody - 1. derivace spekter a odstranění kontinua.

1. Obsah železa

Na základě podrobného studia spektrálních křivek vodních ploch o známých koncentracích železa byl hledán parametr, který tento vztah co nejlépe vystihuje. Byla hledána hodnota odrazivosti na jedné vlnové délce, poměr odrazivosti na dvou vlnových délkách, případně index, který by vztah mezi chemickými a spektrálními parametry vody co nejlépe vyjadřoval.

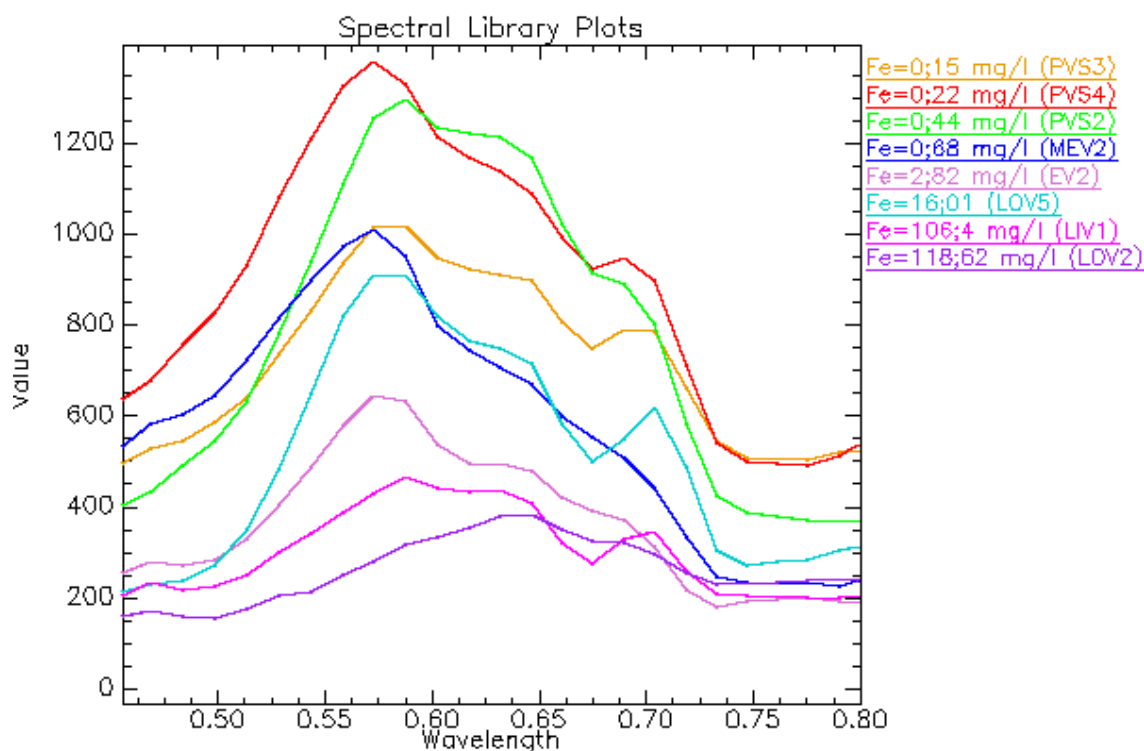
Graf na obr. 28 zobrazuje korelaci vlnových délek ve sledovaném intervalu s naměřenými hodnotami obsahu železa ve vodě. Z grafu je zřetelně vidět, že hodnoty nejvíce korelují v intervalu 500 - 600 nm. Nejvyššího korelačního koeficientu -0,84 bylo dosaženo pro vlnovou délku 573 nm; tato vlnová délka by na základě provedené analýzy měla být nejcitlivější na obsah železa ve vodě.



Obrázek 28: Korelace obsahu železa ve vodě s odrazivostí

Tato skutečnost je zřetelná i z obr. č. 29, kde jsou zobrazeny spektrální křivky zkoumaných vodních ploch v místě odběru vzorku vody. Na vlnové délce 573 nm je zde patrný pokles odrazivosti se stoupající koncentrací železa ve vodě; toto však neplatí pro spektrální křivky Lomnice 5 (LOV5), Erika (EV2) a PVS3, u kterých je pořadí přehozené. Jednou z možností, proč tomu tak je, může být rozdílný obsah suspenze či další parametry ovlivňující odrazivost oproti ostatním měřením. U všech tří lokalit PVS jsou minimální rozdíly v koncentraci železa, avšak větší rozdíly v obsahu suspenze (viz obr. 31).

Z obr. 29 je zřetelný i posun maxima odrazivosti do delších vlnových délek při vyšším obsahu železa ve vodě, nejlépe viditelný u křivek s koncentrací železa nad 100 mg/l. Dále bylo pozorováno, že s nárůstem obsahu železa ve vodě výrazně klesá sklon spektrálních křivek mezi vlnovými délkami 455 a vlnovou délkou s maximální odrazivostí.



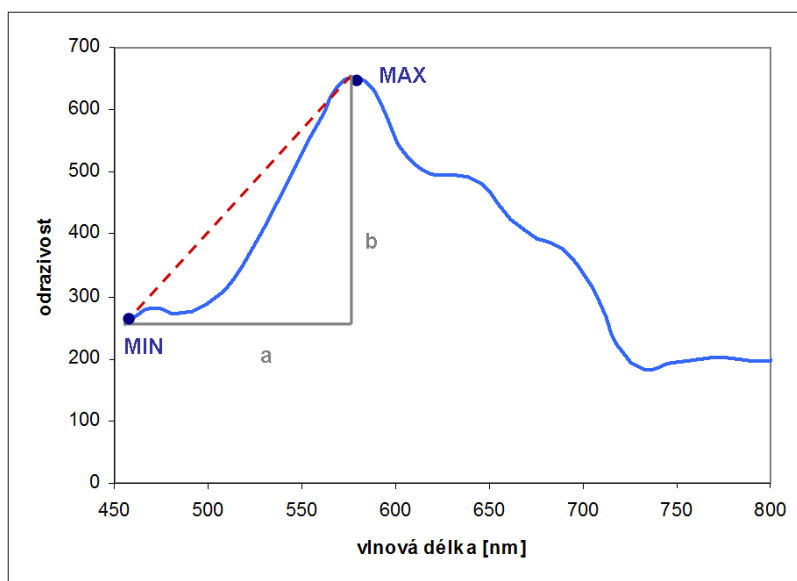
Obrázek 29: Vztah obsahu železa ve vodě a odrazivosti

vysvětlivky: PVS - Podkrušnohorská výsypka, MEV - Medard, EV - Erika, LOV - Lomnice, LIV - Lítov

Nejvyšších korelací bylo dosaženo pro vlnové délky v rozsahu 540 - 600 nm (viz obr. 28 a 29), korelační koeficient pro tyto vlnové délky se pohyboval kolem hodnoty -0,8. Podle literatury uvedené v rešerši byly zkoušeny různé poměrové indexy, které však dosahovaly podobných hodnot korelace jako v případě samotných vlnových délek. Nejvhodnějším pro popis vztahu mezi chemickými a spektrálními vlastnostmi byl nakonec shledán sklon mezi minimální a maximální odrazivostí, který byl počítán podle následujícího vzorce:

$$x = \arctg \frac{b}{a},$$

kde a je vzdálenost mezi vlnovými délkami 455 nm a 573 nm a b značí rozdíl v odrazivosti na těchto vlnových délkách (viz obr. 30).



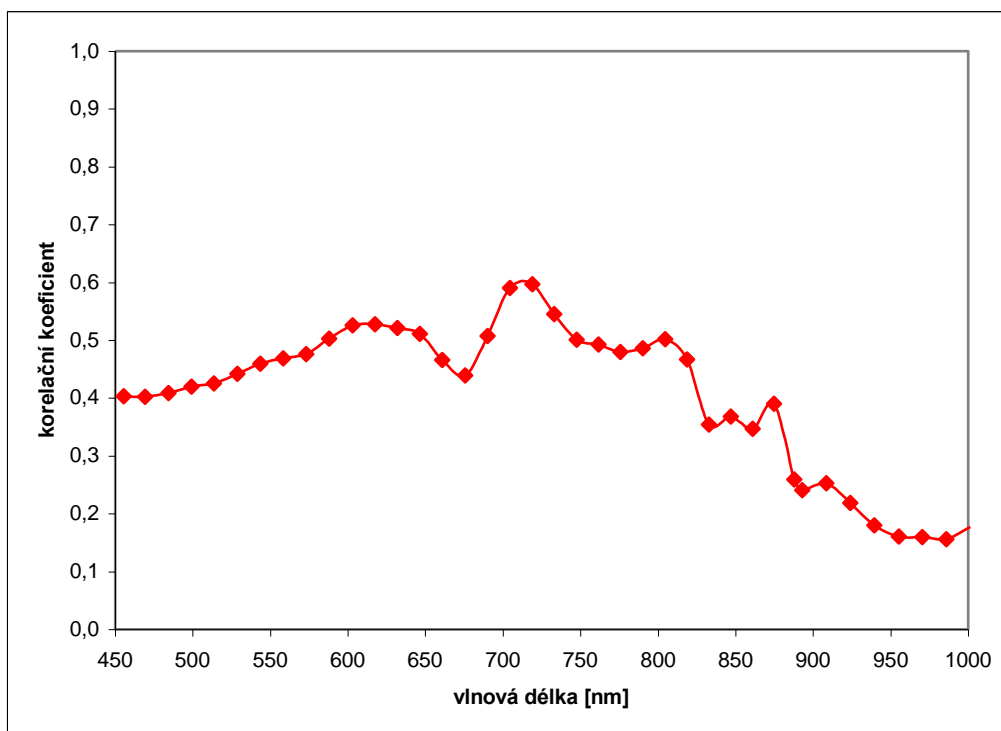
Obrázek 30: Výpočet sklonu mezi $R_{455\text{ nm}}$ a $R_{573\text{ nm}}$ pro zjištění koncentrace železa ve vodě

Maximální odrazivost se pro všech osm křivek nachází na vlnových délkách 573 nm a 588 nm, pouze pro lokalitu Lomnice 2 s extrémní koncentrací železa je nejvyšší odrazivost na vlnové délce 647 nm. Nejnižší odrazivost mají všechny zkoumané křivky v daném rozmezí vlnových délek na nejkratší vlnové délce, tj. 455 nm.

Výpočet byl proveden v prostředí ENVI pomocí funkce *band math* pod vytvořenou maskou vodních ploch. Ke zpracování finálních mapových výstupů byl využit software ArcGIS.

2. Suspenze

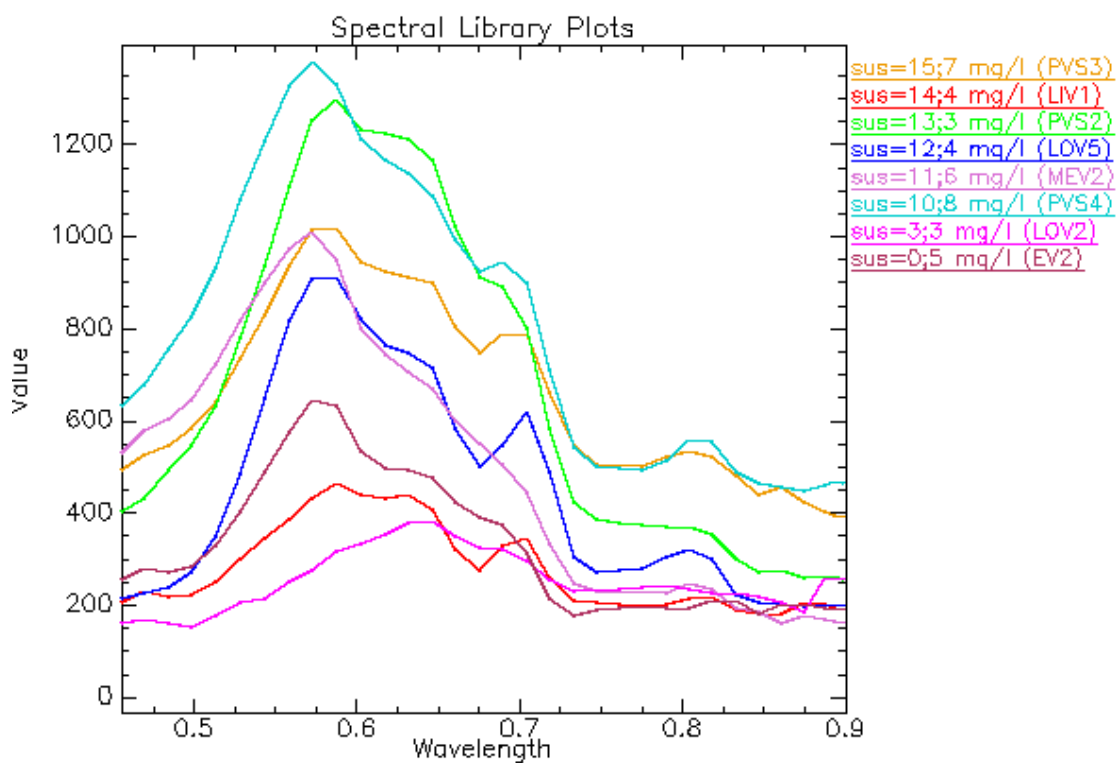
Suspenze obsažená ve vodě se projevuje na delších vlnových délkách než železo. Obr. 31 znázorňuje korelaci vlnových délek s obsahem suspenze ve vodě. Podle tohoto grafu jsou na obsah suspenze nejcitlivější vlnové délky 705 nm a 719 nm (korelační koeficient dosahuje hodnoty 0,591 a 0,597). Z grafu je patrná vyšší závislost na vlnových délkách v rozmezí 600 - 650 nm a 690 - 730 nm - zde je rozdíl oproti železu, které se výrazněji projevovalo pouze v jedné oblasti vlnových délek.



Obrázek 31: Korelace obsahu suspenze ve vodě s odrazivostí

Odvozování vztahu mezi hodnotami suspenze z pozemního měření a spektrálními charakteristikami bylo obtížnější než v případě železa, což dokazují i nižší hodnoty korelačních koeficientů. V tomto případě nebylo možné inspirovat se indexy použitými v literatuře; spektrální projev zkoumaných vodních ploch je zčásti ovlivněn vyšším obsahem železa, zatímco v literatuře je suspenze odvozována výhradně z vod bez tohoto vlivu.

Na obr. 32 jsou zobrazeny spektrální křivky zkoumaných vodních ploch v místě odběru vzorku vody. Na vlnové délce 719 nm je nejlépe patrný nárůst odrazivosti s rostoucím množstvím suspenze ve vodě; z tohoto vztahu však vybočují lokality PVS 4 a Lítov. V případě spektrální křivky vodní plochy Lítov je tomu tak kvůli vyššímu obsahu rozpuštěného železa ve vodě (viz obr. 29). Právě na této křivce je možné hledat vlnové délky, kde se suspenze projevuje i přes vyšší obsah železa ve vodě.

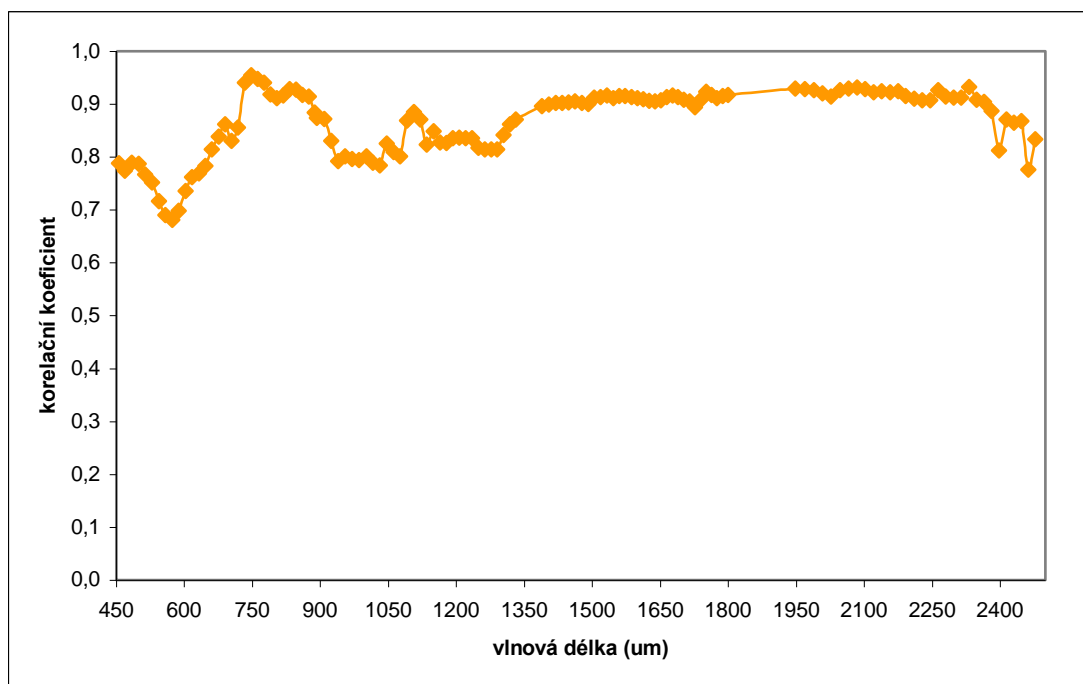


Obrázek 32: Vztah obsahu suspenze ve vodě a odrazivosti

vysvětlivky: PVS - Podkrušnohorská výsypka, MEV - Medard, EV - Erika, LOV - Lomnice, LIV - Lítov

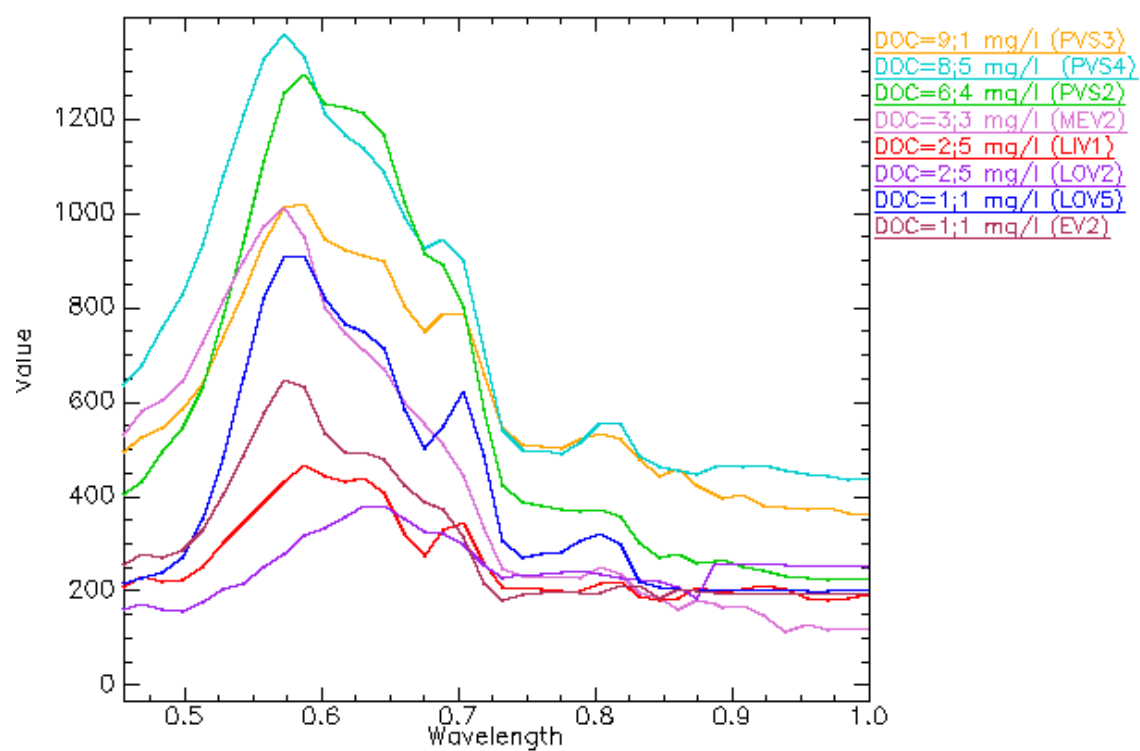
3. DOC

Také pro organický uhlík obsažený ve vodě byla provedena korelace hodnot z pozemních měření a vlnových délek. Korelace naměřených hodnot s odrazivostí však byla nepřiměřeně vysoká v celém intervalu vlnových délek, i v rozmezí 1 000 až 2 500 nm, tedy v té části spektra, kde voda téměř veškeré záření pohlcuje (viz obr. 33).



Obrázek 33: Korelace obsahu DOC ve vodě s odrazivostí v celém rozsahu vlnových délek

Korelace pro železo i suspenzi pro vlnové délky delší než 900 nm dále vycházely velmi nízké (cca 0,2), v případě DOC však korelační koeficient v celém spektru vlnových délek neklesal pod hodnotu 0,68. Nejvyšší korelace vykazovala vlnová délka 748 nm (0,95), přestože podle Arenz, Lewis a Saunders (1995) dosahuje korelace DOC se samotnou odrazivostí na jedné vlnové délce maximálně hodnoty 0,6. Z těchto důvodů nebylo v dalších analýzách obsahu DOC ve vodě pokračováno. Spektrální křivky zkoumaných vodních ploch spolu s údajem o obsahu DOC ve vodě jsou na obr. 34.



Obrázek 34: Vztah obsahu DOC ve vodě a odrazivosti

5 VÝSLEDKY A DISKUSE

5.1 Statistické hodnocení chemických parametrů vodních ploch

K nalezení vztahu mezi naměřenými chemickými parametry vody a jejich spektrálními charakteristikami zjištěnými z obrazových dat je důležitý podrobný popis obou souborů dat.

V tabulce č. 5 jsou shrnuty nejdůležitější statistické parametry souboru dat z pozemního měření (pouze měření provedená na vodních plochách, které se podařilo identifikovat v obrazových datech HyMap).

Tabulka 5: Statistické hodnocení vybraných parametrů vody zjištěných při pozemním měření

	pH	DOC [mg / l]	Fe [mg / l]	Suspenze [mg / l]
<i>průměr</i>	4,88	4,31	30,71	10,25
<i>medián</i>	4,28	2,90	1,75	12,00
<i>minimum</i>	2,90	1,10	0,15	0,50
<i>maximum</i>	8,31	9,10	118,62	15,70
<i>rozptyl</i>	4,29	10,44	2 597,76	29,48
<i>směrodatná odchylka</i>	2,07	3,23	50,97	5,43

Naměřené hodnoty pH se pohybují od 2,9 do 8,3, což naznačuje mimo jiné různorodé geologické podloží zkoumaných vodních ploch. Nejnížší hodnoty pH byly naměřeny v lokalitách PVS 3, Lítov a Lomnice.

Také v naměřených hodnotách rozpuštěného organického uhlíku (DOC) jsou poměrně velké rozdíly, extrémní hodnoty DOC vykazují téměř všechna měření v lokalitě PVS, naopak nízké hodnoty rozpuštěného uhlíku byly zjištěny v lokalitách Erika a Lomnice 5.

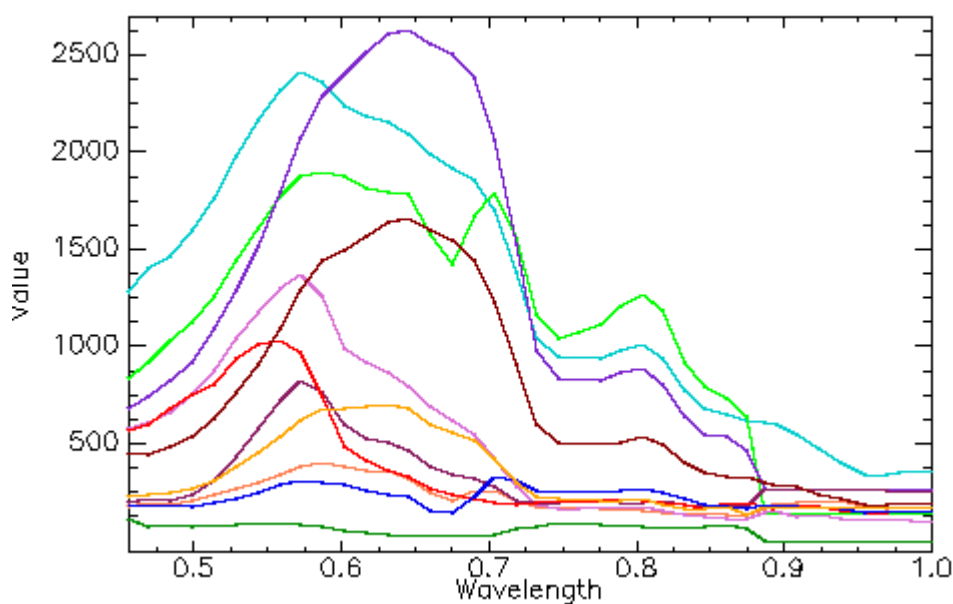
Z tabulky č. 5 je zřetelný velký rozptyl naměřených hodnot železa ve vodě. Nejvyšší koncentrace iontů Fe^{3+} byla zjištěna v lokalitě Lomnice 2 (118,6 mg/l), naopak překvapivě téměř žádné železo neobsahují všechna tři měření v PVS, která dosahují ve většině ostatních měřených parametrů extrémních hodnot. Podobně nízké hodnoty pak byly zjištěny i v případě napouštěného jezera Medard.

Nejvyšší hodnoty obsahu suspenze bylo naměřeno v lokalitách PVS 2, Lítov a Lomnice 5, na suspenzi nejchudší byly lokality Erika a Lomnice 2, jež se svým nízkým obsahem suspenze od ostatních měření výrazně liší.

Přestože se jedná o poměrně malý soubor dat, ze statistik je zřejmé, že naměřené hodnoty vybraných parametrů dosahují mnohdy extrémních hodnot. Zejména v případě železa pak vysoká hodnota rozptylu, resp. směrodatné odchylky naznačuje velkou variabilitu naměřeného souboru dat.

5.2 Spektrální knihovna

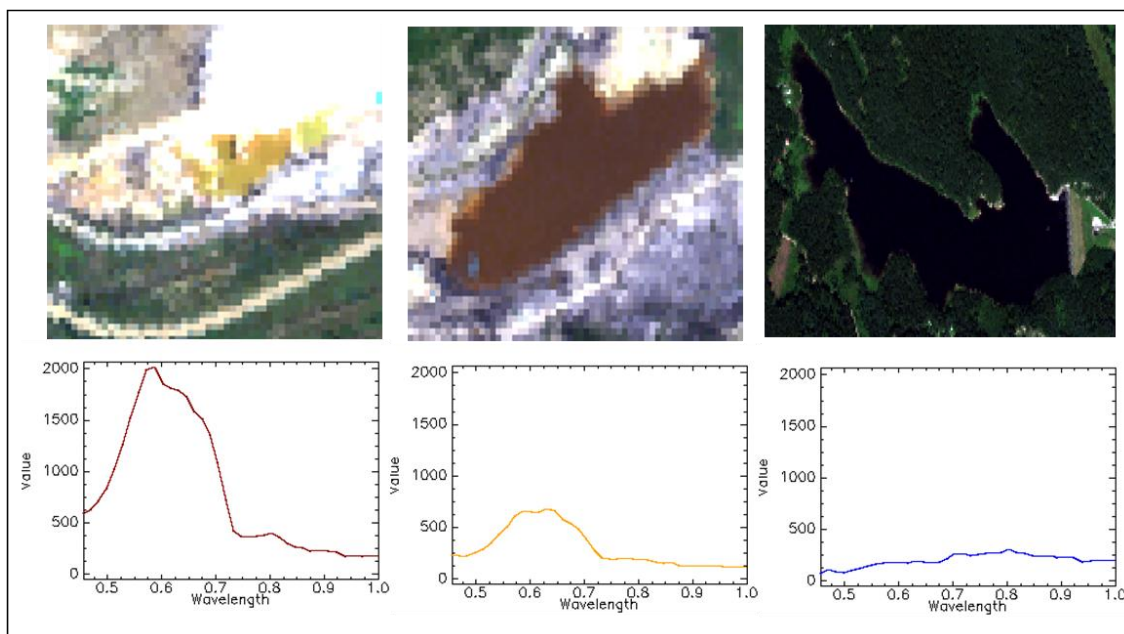
Na obr. 35 je vložena ukázka vytvořené spektrální knihovny. Pomocí analýzy PPI a následného manuálního výběru se podařilo identifikovat celkem 23 "čistých" spekter.



Obrázek 35: Ukázka vytvořené spektrální knihovny

Vytvořená spektrální knihovna kompletně pokrývá variabilitu vod v zájmové oblasti - od velmi čistých vod, pro které je charakteristická nízká odrazivost v celém zkoumaném rozsahu vlnových délek, až po silně antropogenně ovlivněné vody, jejichž odrazivost je v některých intervalech vlnových délek výrazně vyšší. Jednotlivé křivky se od sebe liší svým průběhem - některé mají jedno výrazné maximum, jiné dosahují podobné odrazivosti ve dvou vrcholech. V jednotlivých spektrech je patrný i posun maxima odrazivosti od 450 nm do přibližně 700 nm.

Na obr. 36 je ukázka tří křivek ze spektrální knihovny spolu s obrázkem vodní plochy, ze které byla křivka odebrána.



Obrázek 36: Ukázka spektrálních křivek vod s vyšším obsahem suspenze (vlevo), železa (uprostřed) a čisté vody (vlevo) spolu s vodní plochou, ze které byla křivka odebrána

5.3 Stanovení obsahu rozpuštěného železa ve vodě

Pro stanovení obsahu rozpuštěného železa ve vodě bylo vytvořeno několik indexů, resp. samostatných odrazivostí na vybraných vlnových délkách popisujících více či méně přesně vztah mezi chemickými a spektrálními vlastnostmi vody (viz tab. č. 6). Vhodnost těchto indexů pro tvorbu výsledných map byla hodnocena jednak pomocí koeficientu determinace R^2 a střední kvadratické chyby RMSE, ale i vizuálním srovnáním výsledků, které jednotlivé indexy podávaly. Indexy, u kterých bylo dosaženo vyšších hodnot korelačního koeficientu, byly aplikovány na obrazová data a porovnávány vizuálně (ukázka vybraných indexů je na obr. 35).

Dále byl opět pomocí korelačního koeficientu zkoumán vztah mezi 1. derivací spekter a obsahem železa z pozemních měření. Tímto způsobem bylo nejvyššího korelačního koeficientu (0,83) dosaženo pro vlnovou délku 603 nm. Vzhledem k tomu, že při využití sklonu křivky mezi vlnovými délkami 455 nm a 573 nm bylo dosaženo lepšího výsledku, nebylo v případě železa s prvními derivacemi dále pracováno. Ani odstranění kontinua ze zkoumaných spekter nevedlo k lepším výsledkům. Takto upravená spektra nejlépe korelovala s pozemními měřeními na stejných vlnových délkách jako v případě originálních spekter, ale s nižším korelačním koeficientem (0,81), proto ani tento postup nebyl v případě železa dále rozváděn.

Tabulka č. 6 shrnuje vybrané proměnné (jak odrazivosti na samostatných vlnových délkách, tak jejich různé kombinace), které byly testovány pro tvorbu map koncentrace rozpuštěného železa ve vodě. U každé proměnné je uveden korelační koeficient r_{XY} , koeficient determinace R^2 značící podíl variability nezávisle proměnné veličiny, který se daným regresním modelem

podařilo vysvětlit, a střední kvadratická chyba (Root mean square error, RMSE), udávající, jak moc se v průměru liší odhadované a měřené hodnoty. Ve všech proměnných z tab. 6 figuruje odrazivost blízké vlnové délce 573 nm, která je na přítomnost železa nejcitlivější.

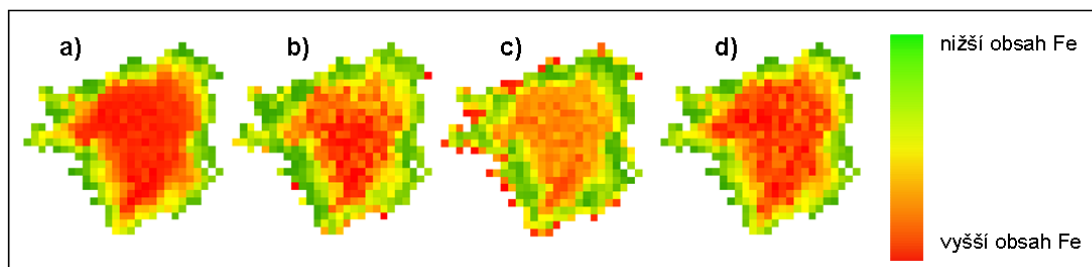
Tabulka 6: Přehled testovaných vztahů mezi obsahem železa a odrazivostí

proměnná	r_{XY}	R^2	RMSE
$R_{573 \text{ nm}}$	-0,839	0,704	29,95
$R_{558 \text{ nm}}$	-0,828	0,686	30,87
$R_{588 \text{ nm}}$	-0,817	0,667	31,78
$R_{\max} - R_{\min}$	-0,811	0,658	32,22
$R_{573 \text{ nm}} - R_{676 \text{ nm}}$	-0,842	0,709	29,67
$R_{776 \text{ nm}} / R_{573 \text{ nm}}$	-0,782	0,612	34,30
sklon mezi $R_{455 \text{ nm}}$ a $R_{573 \text{ nm}}$	-0,915	0,837	22,19
sklon mezi $R_{455 \text{ nm}}$ a R_{\max}	-0,923	0,852	21,20

pozn.: R - odrazivost na dané vlnové délce, r_{XY} - korelační koeficient, R^2 - koeficient determinace, RMSE - střední kvadratická chyba

Při výpočtu sklonu křivky mezi vlnovými délkami 455 nm a 573 nm bylo dosaženo korelačního koeficientu -0,915. Při použití stejného vztahu, avšak s použitím konkrétní hodnoty maximální odrazivosti pro každou křivku místo hodnoty odrazivosti na 573 nm bylo dosaženo nepatrně vyšší korelace. Implementace tohoto vztahu do prostředí ENVI by však byla příliš náročná, proto byla pro další postup použita vlnová délka 573 nm, ve které má maximum odrazivosti většina ze zkoumaných křivek a jejíž citlivost na množství železa ve vodě prokázala předchozí citlivostní analýza (viz obr. 28).

Grafické srovnání vztahů z tab. 6 aplikovaných na obrazová data na příkladu lokality Lomnice 5 je na obr. 37.



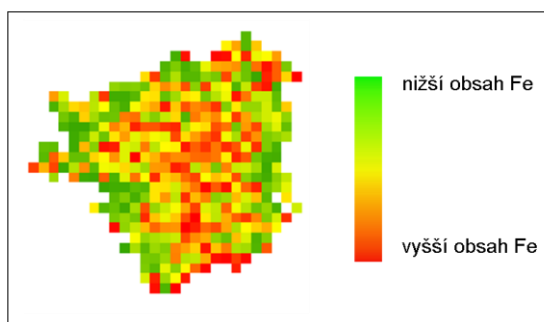
Obrázek 37: Porovnání vybraných proměnných pro vytvoření map koncentrace železa ve vodě a) $R_{573 \text{ nm}}$, b) $R_{776 \text{ nm}} / R_{573 \text{ nm}}$, c) $R_{573 \text{ nm}} - R_{676 \text{ nm}}$, d) sklon mezi $R_{455 \text{ nm}}$ a $R_{573 \text{ nm}}$

Z vizuálního srovnání vychází nejhůře rozdíl vlnových délek (obr. 37 c); alespoň co se týče okrajových pixelů, které jsou tímto vztahem narozdíl od ostatních použitých vztahů označeny

za pixely s vyšším obsahem železa. Naopak realističtější vypadají mapy pro samotnou odrazivost na vlnové délce 573 nm (obr. 37 a), která ze všech zkoumaných vztahů působí nejvíce spojitě (což je logické, protože se jedná o samostatné pásmo bez jakýchkoliv úprav), a pro sklon mezi $R_{455\text{ nm}}$ a $R_{573\text{ nm}}$ (obr. 37 d).

Mapy obsahu rozpuštěného železa ve vodě byly vytvořeny za použití sklonu mezi odrazivostí na vlnových délkách 455 nm a 573 nm, který dosahoval koeficientu determinace 0,837 (to znamená, že použitý vztah vysvětluje 84 % závislosti naměřených hodnot železa a odrazivosti vodních ploch).

Obsah železa ve vodě byl dále určován metodou spectral unmixing, na obr. 38 je ukázka výsledku na příkladu lokality Lomnice 5.



Obrázek 38: Ukázka metody spectral unmixing pro stanovení obsahu železa ve vodě na příkladu lokality Lomnice 5

Z obrázku je zřetelné, že výsledek metody spectral unmixing je méně spojitý než v případě použití indexů. Nicméně při srovnání s obr. 37 je patrné, že rozložení pixelů s nižším a vyšším obsahem železa ve vodě je podobné.

Mapy pro všechny lokality vytvořené pomocí vybraného indexu a metodou spectral unmixing jsou uvedeny v příloze.

5.4 Stanovení obsahu suspenze ve vodě

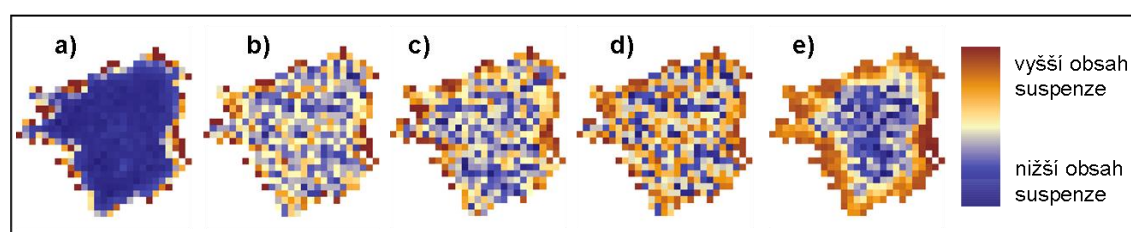
Tabulka č. 7 shrnuje vybrané parametry testované pro vztah mezi obsahem suspenze ve vodě a odrazivostí. Koeficient determinace dosahuje nižších hodnot než v případě železa, jeho hodnoty se pohybují většinou kolem 0,5. Výjimku tvoří sklon mezi odrazivostí na vlnových délkách 819 nm a 833 nm.

Tabulka 7: Přehled testovaných vztahů mezi obsahem suspenze a odrazivostí

proměnná	R^2	RMSE
$R_{705 \text{ nm}}$	0,349	4,732
$R_{719 \text{ nm}}$	0,357	4,704
$R_{819 \text{ nm}} - R_{833 \text{ nm}}$	0,528	4,031
$R_{893 \text{ nm}} / R_{719 \text{ nm}}$	0,567	3,857
sklon mezi $R_{819 \text{ nm}}$ a $R_{833 \text{ nm}}$	0,860	2,194
sklon mezi $R_{647 \text{ nm}}$ a $R_{661 \text{ nm}}$	0,545	3,956

pozn.: R - odrazivost na dané vlnové délce, r_{xy} - korelační koeficient, R^2 - koeficient determinace, RMSE - střední kvadratická chyba

Na obr. 39 je ukázka aplikace vybraných indexů z tabulky 7 na obrazová data.

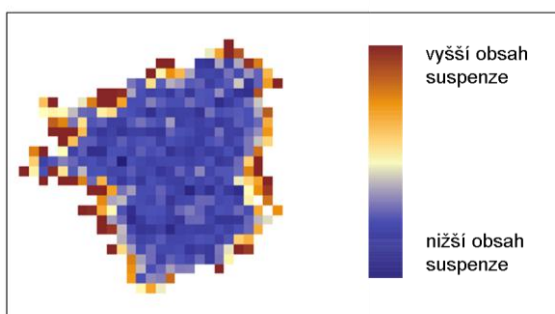


Obrázek 39: Porovnání vybraných proměnných pro vytvoření map koncentrace suspenze ve vodě
a) $R_{719 \text{ nm}}$, b) $R_{819 \text{ nm}} - R_{833 \text{ nm}}$, c) $R_{893 \text{ nm}} / R_{719 \text{ nm}}$, d) sklon mezi $R_{819 \text{ nm}}$ a $R_{833 \text{ nm}}$, e) sklon mezi $R_{647 \text{ nm}}$ a $R_{661 \text{ nm}}$

Podobně jako v případě železa působí vizuálně příjemně použití samostatné odrazivosti na vlnové délce 719 nm (obr. 39a). Naopak ne příliš dobrý výsledek vychází z použití rozdílového indexu (obr. 39b), který má oproti samostatné vlnové délce vyšší koeficient determinace; podobná situace je i u podílového indexu (obr. 39c). Sklon mezi odrazivostí na vlnových délkách 819 nm a 833 nm (obr. 39d), který ze všech testovaných parametrů dosáhl nejvyššího koeficientu korelace a nejnižší RMS chyby, však při aplikaci na obrazová data působí příliš roztříštěně. Pro vytvoření výsledné mapy byl nakonec použit sklon mezi odrazivostí na vlnových délkách 647 nm a 661 nm (obr. 39e). Mapy obsahu suspenze pro všechny lokality jsou v příloze.

Při hledání vztahu mezi obsahem suspenze ve vodě a odrazivostí byly zkoumány i první derivace spekter. Pro derivaci odrazivosti na vlnové délce 861 nm bylo dosaženo korelačního koeficientu -0,841, použitím derivace na obrazová data ale došlo ke zvýraznění šumu v obraze a vytvořené mapy nepodávaly uspokojivý výsledek. Šum se nepodařilo odstranit ani použitím podílu dvou derivovaných pásem. V případě spekter s odstraněným kontinuem bylo dosahováno nízké korelace s pozemními měřeními (max. 0,580), proto ani tato metoda nebyla dále uvažována.

Na obr. 40 je ukázka výsledku metody spectral unmixing pro obsah suspenze ve vodě.

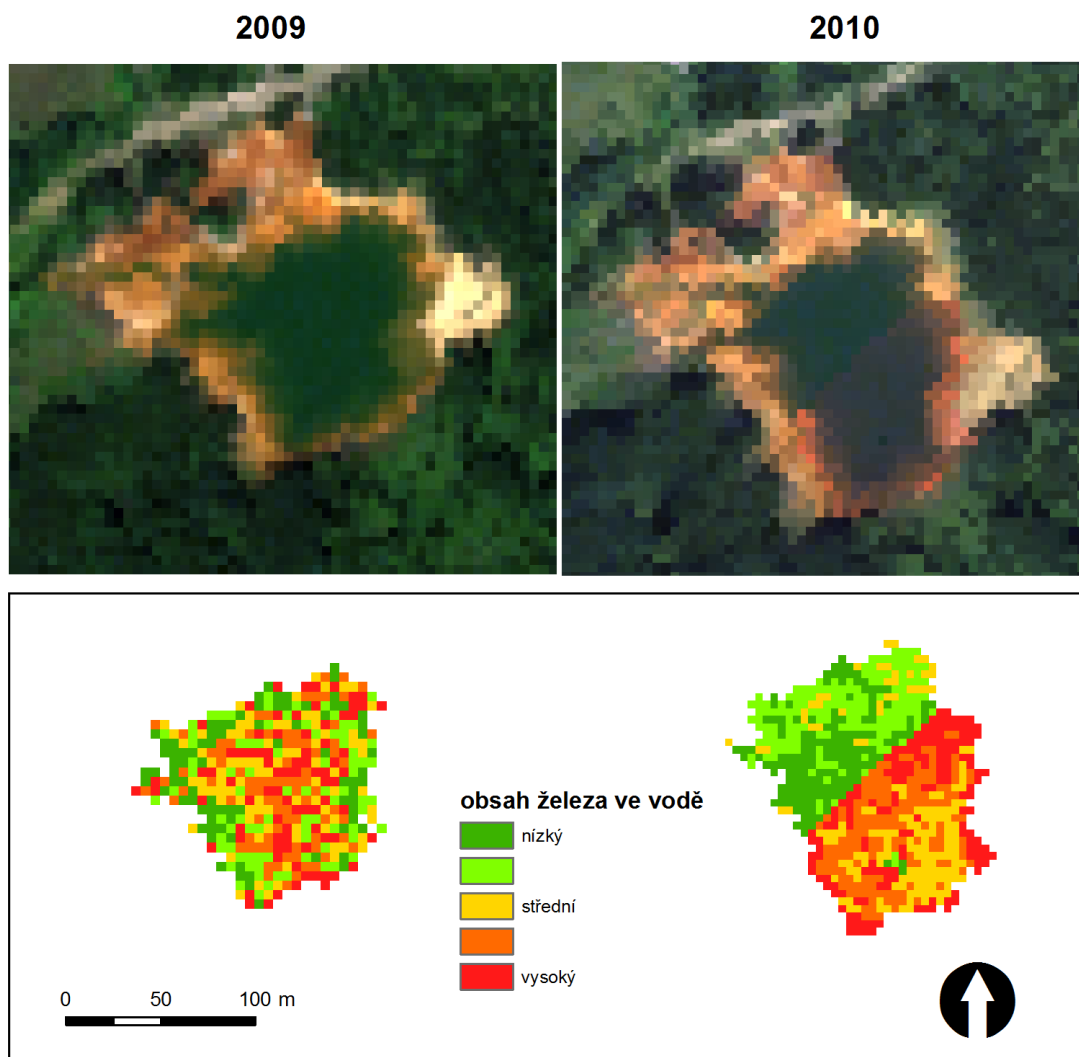


Obrázek 40: Ukázka metody spectral unmixing pro obsah suspenze ve vodě na příkladu lokality Lomnice 5

V případě obsahu suspenze ve vodě podává metoda spectral unmixing dobré výsledky. Výsledný obraz působí spojitě a rozložení pixelů rámcově odpovídá výsledkům při použití indexu.

5.5 Stanovení obsahu železa a suspenze pro rok 2010

Výsledek klasifikace obsahu železa ve vodě metodou spectral unmixing pro rok 2010 na příkladu lokality Lomnice 5 je zobrazen na obr. 41. Výsledky klasifikace spectral unmixing pro r. 2010 jsou horší než pro r. 2009 - je zde jasně zřetelný předěl mezi dvěma letovými liniemi, způsobený tzv. BRDF efektem (Bi-directional reflectance distribution function) a horšími meteorologickými podmínkami v době náletu, a to i přes klasifikování obrazu po částech.



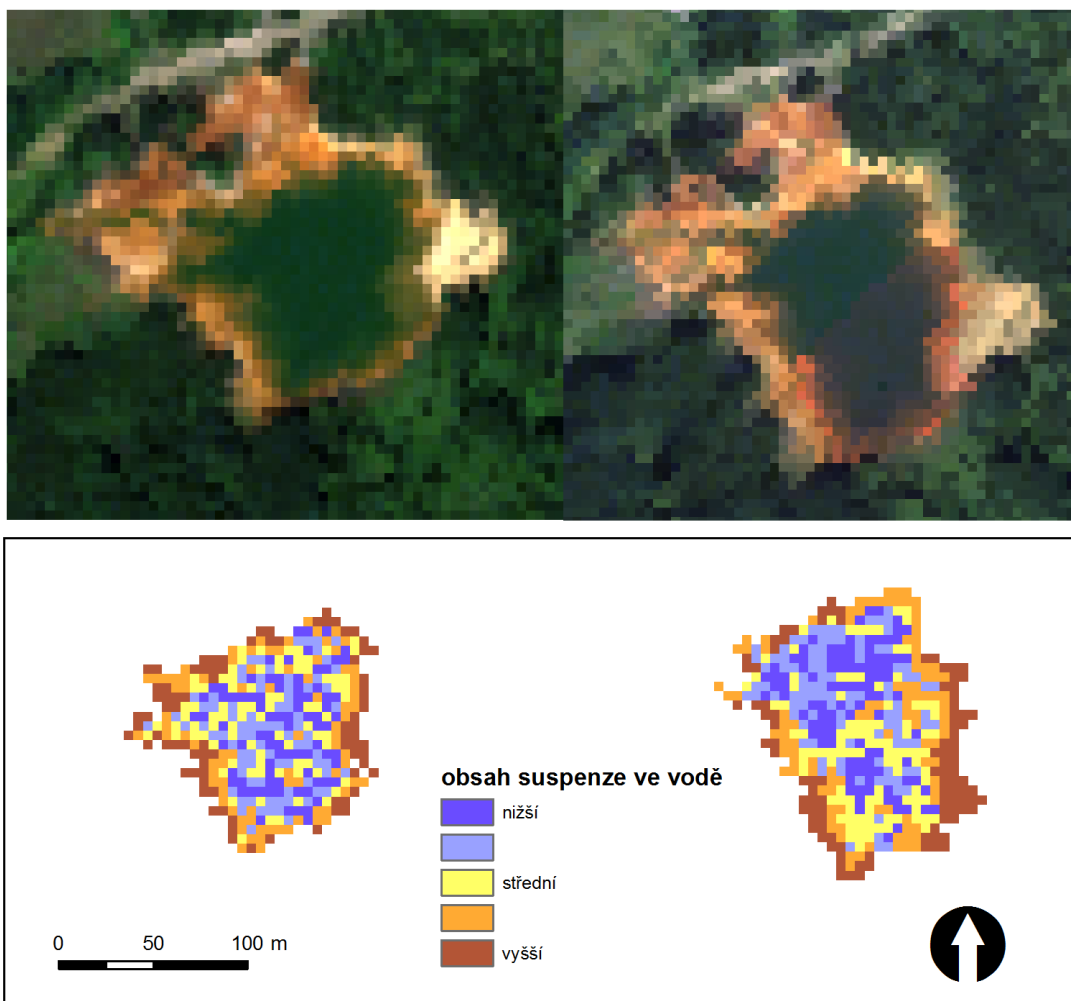
Obrázek 41: Srovnání aplikace spectral unmixing pro roky 2009 a 2010 pro obsah železa ve vodě

Z výřezů snímku je vidět, že se mírně měnila i rozloha vodní plochy. Vzhledem k tomu, že červenec a srpen r. 2010 byly srážkově nadprůměrné (oproti r. 2009 i dlouhodobému průměru), mohlo dojít ke změnám koncentrace zkoumaných látek ve vodě (informace o hydrometeorologických podmínkách za roky 2009 a 2010 jsou podrobněji uvedeny v příloze).

Z obr. 42 je patrné podobné rozložení obsahu suspenze za oba roky, u r. 2010 je viditelný rozdíl mezi letovými liniemi přibližně v polovině vodní plochy, i když méně výrazný než v případě železa.

2009

2010



Obrázek 42: Srovnání aplikace spectral unmixing pro roky 2009 a 2010 pro obsah suspenze ve vodě

5.6 Porovnání zvolených metod a validace výsledků

Vzhledem k malému počtu měření a faktu, že výsledkem práce jsou mapy relativního zastoupení železa a suspenze ve vodě, byly obě využitě metody porovnány a validovány následujícím způsobem. Hodnoty obsahu železa a suspenze byly klasifikovány do tří kategorií - vysoký, střední a nízký obsah zkoumané látky ve vodě. Stejným způsobem byly rozděleny i hodnoty výsledných map pro použitý index a pro spectral unmixing, samostatně pro obsah suspenze i železa. K této klasifikaci byly použity tzv. kvantily, které naměřený soubor dat i obrazová data rozděluje na tři zhruba stejně velké části. Při použití této klasifikace jsou vytvořené kategorie dobře porovnatelné. Výsledky shrnuje tabulka č. 8; uvedená procenta v tabulce vyjadřují, v kolika procentech případů došlo ke shodě mezi třemi kategoriemi pozemních měření a kategoriemi zjištěnými pomocí zvoleného indexu, resp. metodou spectral unmixing.

Tabulka 8: Porovnání úspěšnosti metod empirického odvození indexu a klasifikace spectral unmixing

	železo	suspenze
index	62,5 %	25 %
unmixing	50 %	62,5 %

Pro obsah železa bylo lepších výsledků dosaženo při použití indexu, ačkoli i metodou spectral unmixing bylo dosaženo 50 % shody. Pro mapování obsahu suspenze ve vodě nebyl podle výsledků validace vhodně zvolen index, mnohem lépe v tomto případě vychází metoda spectral unmixing.

5.7 Diskuse

Ačkoli k problematice monitorování kvality vod z hyperspektrálních dat existuje mnoho studií, v případě důlních vod je tomu naopak. V pracích zabývajících se "čistou" vodou lze najít určitou inspiraci, avšak je nutné pohlížet na důlní vody jako na samostatnou skupinu vod vyžadující specifický přístup.

Pro oblast vod také neexistuje referenční spektrální knihovna, podobná např. knihovnám minerálů nebo vegetace z USGS (Novo, 1993). Taková knihovna by pomohla lépe porozumět vlivu látek obsažených ve vodě na výslednou odrazivost.

5.7.1 Použitá data a jejich omezení

Metodika použitá v této diplomové práci naráží na některá omezení týkající se vstupních dat. Nejvíce limitující je nízký počet pozemních měření - původním předpokladem bylo využití všech 17 odebraných vzorků vody, avšak kvůli prostorovému rozlišení dat HyMap bylo možné využít jen 8 z nich. Určitě by bylo vhodnější použít letecká hyperspektrální data s vyšším rozlišením - např. data senzoru CASI o velikosti pixelu 3 metry, který využili Glässer et al; nebo odebírat vzorky vody z větších vodních ploch, u kterých bude zřejmé, že budou viditelné i na snímku s daným prostorovým rozlišením. Vyšší počet pozemních měření by také umožnil provést přesnější kvantitativní analýzu a kvalitnější validaci výsledků.

Všech osm pozemních měření bylo využito pro relativní zhodnocení a porovnání metod. V případě omezeného souboru vstupních dat provedený způsob validace podává rámcově přehled o spolehlivosti a porovnatelnosti obou použitých metod.

Pro přesnější odběr spektra z obrazu je možné počítat s průměrnou hodnotou odrazivosti např. z pěti nejbližších pixelů, jak uvádí např. Arenz, Lewis a Saunders (1995), což v případě pětimetrového rozlišení dat HyMap nelze využít, jelikož na ploše 25 x 25 m se dají již očekávat kvalitativní změny v charakteristice vody.

5.7.2 Porovnání metody spectral unmixing a empirického přístupu

Na základě provedené validace i vizuálního srovnání vychází v případě obsahu železa lepší výsledky pro použitý index sklonu mezi odrazivostí na vlnových délkách 455 nm a 573 nm. Pro suspenzi naopak vychází lépe spectral unmixing, pravděpodobně kvůli lépe identifikovatelnému spektrálnímu projevu suspenze ve vodě oproti železu.

Využití metody spectral unmixing ke zjištění látek obsažených ve vodě lze najít v pracích Tyler (2006) a Thiemann a Kaufmann (2000), kteří tímto způsobem dosáhli vysoké úspěšnosti při mapování chlorofylu a suspenze ve vodě. Přímé porovnání úspěšnosti metody spectral unmixing s empirickým přístupem pro látky obsažené ve vodě však dostupná literatura nenabízí.

5.7.3 Vliv jiných opticky aktivních látek ve vodě

Podle Tyler (2006) je odvození obsahu suspenze ve vodě poměrně snadné, toto tvrzení se však vztahuje na vody, ve kterých je suspenze dominantní, resp. kde se nevyskytují jiné opticky aktivní látky.

Kromě dvou zkoumaných látek ve vodě - železa a suspenze - má na výslednou odrazivost vody významný vliv i chlorofyl (Ritchie; Zimba; Everitt, 2003). V literatuře lze v této souvislosti nalézt informace pouze o vztahu suspenze a chlorofylu (např. Ritchie; Zimba; Everitt (2003) nebo Tyler et al. (2006)). U vod v blízkosti povrchových lomů je navíc nutné počítat i s jinými opticky aktivními látkami ve vodě, které budou mít vliv na výslednou odrazivost, jak uvádí Glässer et al. (2011). Naměřené hodnoty látek obsažených ve vodě v případě silně antropogenně ovlivněných vod dosahují mnohdy extrémních hodnot a hledání vztahu mezi chemickými a optickými parametry vody je obtížnější než u přírodních vod.

5.7.4 Obsah železa ve vodě

Problematika zjišťování obsahu rozpuštěného železa ve vodě je v literatuře popsána jen velmi málo. Podrobně se jí věnuje pouze Glässer et al. (2011); autoři této práce však disponovali podrobnějšími pozemními měřeními vody i obrazovými daty s vyšším prostorovým rozlišením. Pro zjišťování koncentrace železa ve vodě využili autoři více parametrů, jedním z nich byl i sklon spektrální křivky mezi vlnovými délkami 489 nm a vlnovou délkou s maximální odrazivostí, který je podobný vztahu použitému v této práci. Zjišťování obsahu železa ve vodě metodou spectral unmixing nebylo v literatuře nalezeno.

Spectral unmixing podává v případě železa horší výsledky pro všechny lokality PVS a Erika. Ve všech případech se jedná o rozlohou malé vodní plochy s nízkým obsahem železa. U takto malých vodních ploch je možný vliv odrazivosti ode dna na výslednou odrazivost, který

by výsledky mohl zkreslovat. K potvrzení tohoto předpokladu by však bylo nutné provést podrobnější pozemní měření.

5.7.5 Obsah suspenze ve vodě

Nalezení vhodného empirického vztahu mezi hodnotami suspenze z pozemních měření a spektrálními vlastnostmi zkoumaných vodních ploch bylo v případě suspenze náročnější než pro železo. Mapování obsahu suspenze ve vodě se sice věnuje daleko více autorů, avšak ve většině případů se jednalo o vody bez jiných opticky aktivních látek ve vodě. Pro odvození obsahu suspenze ve vodě byl proto použit vztah odlišný od těch, které jsou uvedeny v literatuře. Z testovaných vztahů však ty s vyšším koeficientem determinace nepodávaly dostatečně realistické výsledky. V případě suspenze vychází lépe než použití empiricky vytvořeného indexu výsledek klasifikace spectral unmixing.

5.7.6 Přenositelnost metodiky

Dalším z cílů práce bylo zjistit přenositelnost vytvořené metodiky pro data o rok novější, z r. 2010. K použití empirického přístupu - tvorbě indexů - by bylo nutné mít k dispozici pozemní měření za tento rok. Proto byl nad leteckými daty z r. 2010 proveden spectral unmixing, a to se stejnými spektry jako pro rok 2009 (hodnoty železa a suspenze v jednotlivých vodních plochách se během ročního odstupu mohly změnit, avšak spektrální projev koncového členu reprezentující tato spektra v rámci celé zkoumané oblasti by měl být stejný). Podobný přístup úspěšně použili Tyler et al. (2006); kteří tímto způsobem využili koncové členy odvozené z dat Landsat za rok 2000 na data stejné družice o 6 let starší.

Výsledky pro r. 2010 jsou méně kvalitní; mezi jednotlivými liniemi patrné rozdíly v odrazivosti. To lze přičíst zejména tzv. BRDF efektu, který je nejvíce patrný na okrajích letových linií, a horším meteorologickým podmínkám v době přeletu.

6 ZÁVĚR

Přestože hyperspektrální obrazová data jsou pro monitorování kvality vod využívána poměrně často, pro specifické případy vod, jakými jsou vody důlní, v tomto směru mnoho odborných studií neexistuje.

Stanoveným cílem této diplomové práce bylo demonstrovat využití hyperspektrálních dat pro monitorování chemických parametrů důlních vod. V rámci práce byla komplexně shrnuta problematika důlních vod a možností využití hyperspektrálních dat v této oblasti. Pro vybrané látky - železo a suspenzi - byla navržena metodika pro jejich odvození z obrazových dat. Ke stanovení obsahu obou látek ve vodě byl využit jednak běžně používaný empirický přístup, kdy byl hledán vztah mezi hodnotami z pozemních měření a spektrálním projevem vody, ale také metoda spectral unmixing, jejíž využití v oblasti analýzy kvality vod není příliš časté, narozdíl od např. geologických aplikací. Z provedeného porovnání obou metod vyplynulo, že pro sledování obsahu železa ve vodě je vhodnější využití empiricky stanoveného indexu, zatímco v případě suspenze podávala lepší výsledky metoda spectral unmixing. Byla vyzkoušena přenositelnost metody spectral unmixing na data pořízená stejným senzorem v r. 2010; zde však byly omezující horší meteorologické podmínky v době pořízení dat. Pro zájmovou oblast byla také vytvořena spektrální knihovna kompletně popisující variabilitu vody v území.

Zadané cíle diplomové práce byly tedy úspěšně splněny a bylo prokázáno, že hyperspektrální data jsou užitečným nástrojem pro monitorování chemických parametrů povrchových důlních vod a uvedené postupy jsou principiálně využitelné. Pro další potvrzení získaných výsledků by bylo dobré provést analýzu s rozsáhlejším souborem vstupních fyzikálních a chemických parametrů charakterizujících kvalitu důlních vod na základě vyššího počtu pozemních měření.

Nesporným faktem je, že důlní činnost má velmi výrazný vliv na kvalitu vod v blízkosti činných i opuštěných lomů. Vodní zdroje v těchto oblastech jsou důležitým environmentálním tématem, jemuž by měla být věnována pozornost. Hyperspektrální obrazová data mohou být v tomto směru velmi nápomocná.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

ARENZ, R. F.; LEWIS, W. M.; SAUNDERS, J. F. (1996): Determination of chlorophyll and dissolved organic carbon from reflectance data for Colorado reservoirs. *International Journal of Remote Sensing*. 1996, vol. 17, no. 8, pp. 1547 - 1566.

BEN-DOR, E. et al. (2009): Using Imaging Spectroscopy to study soil properties. *Remote Sensing of Environment*. 2009, vol. 113, pp. 38 - 55.

COCKS, T. et al. (1998): The HyMap airborne hyperspectral sensor: The system, calibration and performance. In: *1st EARSEL Workshop on Imaging Spectroscopy*. 1998, Zurich.

CHEN, X.; YU, Z. (2009): Geospatial Technology for Earth Observation. Springer US. 2009, Chapter 17, *Remote Sensing of Water Environment*, pp. 431 - 470.

CLARK, R. N. (1999): Spectroscopy of Rocks and Minerals, and Principles of Spectroscopy. In: *Remote Sensing for the Earth Sciences - Manual of Remote Sensing*. John Wiley and Sons, New York. 1999, vol. 3, pp. 3 - 58.

CLARK et al. (2002): Imaging Spectroscopy: Earth and Planetary Remote Sensing with the USGS Tetracorder and Expert Systems. *Journal of Geophysical Research*. 2002, vol. 1008(E12), pp. 5-1 to 5-44.

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA (2009): *Geologické lokality: Pískovna Erika* [online]. [cit. 2012-07-16]. URL: <<http://lokality.geology.cz/2525>>.

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA - PRACOVISTĚ DÁLKOVÉHO PRŮZKUMU ZEMĚ (2012a): *Lom Lomnice* [online]. [cit. 2012-07-16]. URL: <<http://www.remotesensing-geology.ic.cz/maps/photos/lomnice1.html>>.

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA - PRACOVISTĚ DÁLKOVÉHO PRŮZKUMU ZEMĚ (2012b): *Výsypka Lítov* [online]. [cit. 2012-07-16]. URL: <<http://www.remotesensing-geology.ic.cz/maps/photos/litov.html>>.

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA - PRACOVISTĚ DÁLKOVÉHO PRŮZKUMU ZEMĚ
(2012c): *Jezero Medard* [online]. [cit. 2012-07-16]. URL: <<http://www.remotesensing-geology.ic.cz/maps/photos/medard.html>>

DEKKER, A. G. (1993): *Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing*. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam. ISBN 90-9006234-3.

DEKKER, A. G. et al. (2001): Imaging spectrometry of water. In: *Imaging Spectroscopy: Basic Principles and Prospective Applications*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. ISBN 1-4020-0194-0.

DEMEK, J.; MACKOVČIN, P. (ed.) et al. (2006): *Zeměpisný lexikon ČR: Hory a nížiny*. AOPK, Brno. 582 s. ISBN 80-86064-99-9.

ELLIS, R. J.; SCOTT, P. W. (2004): Evaluation of hyperspectral remote sensing as a means of environmental monitoring in the St. Austell China clay (kaolin) region, Cornwall, UK. *Remote Sensing of Environment*. 2004, vol. 93, pp. 118 - 130.

ENVI User's Guide (2009). ENVI Version 4.7, ITT Visual Information Solutions.

ENVI (2011): *ENVI Tutorial: Advanced Hyperspectral Analysis* [online]. [cit. 2012-07-03]. URL: <http://www.exelisvis.com/portals/0/tutorials/envi/Adv_Hyperspectral_Analysis.pdf>.

FLEMING, C.; KLINCK, B.; MARSH, S. H. (2004): Mapping mine waste using hyperspectral imaging spectrometry data. In: *Proceedings of the Airborne Imaging Spectroscopy Workshop*. 2004, Bruges.

FLINK, P.; LINDELL, T.; ÖSTLUND, C. (2001): Statistical analysis of hyperspectral data from two Swedish lakes. *The Science of the Total Environment*. 2001, vol. 268, pp. 155 - 169.

FRAUENDORF, J. (2002): *Entwicklung und Anwendung von Fernerkundungsmethoden zur Ableitung von Wasserqualitätsparametern verschiedener Restseen des Braunkohlentagebaus in Mitteldeutschland*. PhD Thesis, Martin Luther University Halle Wittenberg, Faculty of Natural Sciences III, Halle, 181 s.

GEOFOND (2001): *Ročenka Surovinové zdroje ČR - nerostné suroviny* [online]. 2001, [cit. 2012-05-06]. URL: <http://www.geofond.cz/dokumenty/nersur_rocenky/rocenkanerudy00/html/ceska.htm>.

GLÄSSER, C.; GROTH, D.; FRAUENDORF, J. (2011): Monitoring of hydrochemical parameters of lignite mining lakes in Central Germany using airborne hyperspectral laser-scanner data. *International Journal of Coal Geology*. 2011, vol. 86, pp. 40 - 53.

GOETZ, A. F. H. (2009): Three decades of hyperspectral remote sensing of the Earth: A personal view. *Remote Sensing of Environment*. 2009, vol. 113, pp. 5 - 16.

GOVENDER, M.; CHETTY, K.; BULCOCK, H. (2007): A review of hyperspectral remote sensing and its application in vegetation and water resource studies [online]. *Water SA*. 2007, vol. 33, no. 2. URL: <<http://www.ajol.info/index.php/wsa/article/viewFile/49049/35397>>.

GREEN, A. A. et al. (1988): A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 1988, vol. 26, no. 1, pp. 65 - 74.

HALOUNOVÁ, L.; PAVELKA, K. (2008): *Dálkový průzkum Země*. Praha: Vydavatelství ČVUT, 2005. 192 s. ISBN 978-80-01-03124-7.

HAN, L. (1997): Spectral Reflectance with Varying Suspended Sediment Concentrations in Clear and Algae-Laden Waters. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 1997, vol. 63, no. 6, pp. 701 - 705.

HANUŠ, J. (2010): *Data processing report for pre-processing of hyperspectral HyMap data acquired during HypSo 2009 flight campaign*. Academy of Sciences of the Czech Republic: Institute of Systems Biology and Ecology. 8 pp.

HAUFF, P. L. et al. (2006): Hyperspectral sensing of acid mine drainage - two Colorado case studies. In: *7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*. American Society of Mining and Reclamation, 2006, pp. 738 - 763.

HIRTLE, H.; RENCZ, A. (2003): The relation between spectral reflectance and dissolved organic carbon in lake water: Kejimikujik National Park, Nova Scotia, Canada. *International Journal of Remote Sensing*. 2003, vol. 24, no. 5, pp. 953 - 967.

HyMap data products [online]. 2011 [cit. 2012-03-22]. URL: <http://www.hyvista.com/wp_11/wp-content/uploads/2011/02/hvc_data_products.pdf>.

JENNINGS, S. R.; NEUMAN, D. R.; BLICKER, P. S. (2008). *Acid Mine Drainage and Effects on Fish Health and Ecology: A Review*. Reclamation Research Group Publication, Bozeman, MT.

KNAEPS, E. et al. (2006): Operational Remote Sensing Mapping Of Estuarine Suspended Sediment Concentrations (ORMES). *Proceedings of the ISPRS Workshop*. 2006, vol. 36.

KOLÁŘ, J. (1997): *Dálkový průzkum Země 10*. Praha: Vydavatelství ČVUT, 1997. 164 s. ISBN 80-01-01567-X.

KOPAČKOVÁ, V. (2009a): *Assessment of Mining Related Impacts Based on Utilization of (ARES) Airborne Hyperspectral Sensor* [online]. 2011 [cit. 2011-11-28]. URL: <<http://www.geology.cz/project619100/>>.

KOPAČKOVÁ, V. et al. (2009b): Využití spektrometrických měření pro identifikaci kyselých zvětralinových substrátů - studie ze Sokolovské pánve. *Zprávy o geologických výzkumech v roce 2008*. 2009, Česká geologická služba, Praha, s. 276 - 282.

KRÁSA, P.; TŘÍSKOVÁ, E. (2012): *Evropsky významné lokality v Karlovarském kraji* [online]. 2012, [cit. 2012-07-07]. URL: <<http://priroda-kv.cz/>>.

KOPAČKOVÁ, V. et al. (2012): Application of high altitude and ground-based spectroradiometry to mapping hazardous low-pH material derived from the Sokolov open-pit mine. *Journal of Maps* (in press).

KRUSE, F. A. et al. (2000): HyMap: An Australian Hyperspectral Sensor Solving Global Problems – Results from USA HyMap Data Acquisitions. In *Proceedings of the 10th Australasian Remote Sensing and Photogrammetry Conference*. 2000, Adelaide, Australia.

LAANEN, M. (2007): *Yellow Matters: Improving the remote sensing of Coloured Dissolved Organic Matter in inland freshwaters*. PhD Thesis, Vrije Universiteit Amsterdam, 257 s.

MALENOVSKÝ, Z. (2006): *Quantitative remote sensing of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.): Spectroscopy from needles to crowns to canopies*. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 141 pp. ISBN 90-8504-503-7.

MALTHUS, T. J.; DEKKER, A. G. (1995): First derivate indices for the remote sensing of inland water quality using high spectral resolution reflectance. *Environment International*. 1994, vol. 21, no. 2, pp. 221 - 232.

MERTES, L. A. K.; SMITH, M. O.; ADAMS, J. B. (1993): Estimating Suspended Sediments Concentrations in Surface Waters of the Amazon River Wetlands from Landsat Images. *Remote Sensing of Environment*. 1993, vol. 43, pp. 281 - 301.

MONTERO, S. I. C. et al. (2005): Characterization of waste rock associated with acid drainage at the Penn Mine, California, by ground-based visible to short-wave infrared reflectance spectroscopy assisted by digital mapping. *Chemical Geology*. 2005, vol. 215, pp. 453 - 472.

MOREL, A.; GORDON, H. R. (1980): Report of the working group on water color. *Boundary layer meteorology*. 1980, vol. 18, pp. 343-355.

NOVO, E. M. (1993): Water spectral libraries for the interpretation of image spectrometric data. *Proceedings of SPIE: Imaging Spectrometry of the Terrestrial Environment*. 1993, vol. 1937, pp. 91 - 102.

ONG, C.; CUDAHY, T.; SWAYZE, G (2003): Predicting Acid Drainage Related Physicochemical Measurements Using Hyperspectral Data. In: *3rd EARSEL Workshop on Imaging Spectroscopy*. 2003, Herrsching.

PECHAROVÁ, E.; SÝKOROVÁ, Z.; ŠŤASTNÝ, J. (200?): *Rekultivace jako nástroj obnovy funkce vodního režimu krajiny po povrchové těžbě hnědého uhlí: Návaznost na výzkumné projekty a obecná charakteristika zájmového území* [online]. 200?, [cit. 2012-05-06]. URL: <www.mze-vyzkum-infobanka.cz/DownloadFile/54283.aspx>.

PRŮMYSL U NÁS (2010): *Velmi stručná charakteristika severočeských hnědouhelných pánví* [online]. 2010, [cit. 2012-05-06]. URL: <<http://prumysl.unas.cz/texty/panve/SCHSHP.htm>>.

RENÉ, M. (2007): *Aktuální problémy geologie 3: Vyhledávání, průzkum a oceňování nerostných surovin zdrojů. Část I - Nerostné surovinové zdroje* [online]. 2007, [cit. 2012-05-06]. URL: <http://www.geology.upol.cz/Soubory/Aktualni_problemy_geologie_3_1.pdf> .

RITCHIE, J. C.; ZIMBA, P. V.; EVERITT, J. H. (2003): Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 2003, vol. 69, no. 6, pp. 695 - 704.

ROJÍK, P. (2003): New stratigraphic subdivision of the Tertiary in the Sokolov Basin in Northwestern Bohemia. *Journal of the Czech Geological Society*. 2003, vol. 49/3, pp. 173 - 186.

SANTINI, F. (2010): *A two-step optimization procedure for assessing water constituent concentrations by hyperspectral remote sensing techniques: An application to the highly turbid Venice lagoon waters*. *Remote Sensing of Environment*. 2010, vol. 114, pp. 887 - 898.

SHIPPERT, P. (2003): Introduction to Hyperspectral Image Analysis. *Online Journal of Space Communication* [online]. 2003, issue 3, [cit. 2012-03-22]. URL: <<http://spacejournal.ohio.edu/pdf/shippert.pdf>>.

SMITH, R. B. (2012): *Introduction to Hyperspectral Imaging with TNTmips, MicroImages* [online]. 24 pp. [cit. 2012-03-01]. URL: <<http://www.microimages.com/getstart/pdf/hyrspec.pdf>>.

SOKOLOVSKÁ UHELNÁ, a. s. (2007): *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku* [online]. 2007, [cit. 2012-05-06]. URL: <http://www.suas.cz/uploads/110170487247b2c8037de4b_07162_brozura_eko_su_mail>.

SOKOLOVSKÁ UHELNÁ, a. s. (2012): *Lom Družba ukončí těžbu uhlí* [online]. 2012, [cit. 2012-05-30]. URL: <<http://www.suas.cz/article/show/id/387>>.

SUDDUTH, K. A. et al. (2005): Estimating Water Quality with Airborne and Ground-Based Hyperspectral Sensing. In *2005 ASAE Annual International Meeting*. 2005, Tampa, Florida.

SWAYZE, G. A. et al. (2000): Using Imaging Spectroscopy To Map Acidic Mine Waste. *Environmental Science and Technology*. 2000, vol. 34, pp. 47 - 54.

ŠRÁČEK, O. (1999): Vliv kyselých důlních vod na životní prostředí. In: *Vodní hospodářství : voda-ovzduší-půda-odpady*. 1999, roč. 49, č. 8, s. 167 - 168.

THIEMANN, S.; KAUFMANN, H. (2000): Determination of Chlorophyll Content and Trophic State of Lakes Using Field Spectrometer and IRS-1C Satellite Data in the Mecklenburg Lake District, Germany. *Remote Sensing of Environment*. 2000, vol. 73, no. 2, pp. 227 - 235.

TSENG, Y. (2000): Spectral unmixing for the classification of hyperspectral images. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2000, vol. 33, part B7, pp. 1532 - 1537.

TSAI, F.; PHILPOT, W. (1998): Derivative Analysis of Hyperspectral Data. *Remote Sensing of Environment*. 1998, vol. 64, pp. 41 - 51.

TYLER, A. N. et al. (2006): Remote sensing of the water quality of shallow lakes: A mixture modelling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment. *International Journal of Remote Sensing*. 2006, vol. 27, no. 8, pp. 1521 - 1537.

VAN DER MEER, F. (2004): Analysis of spectral absorption features in hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment*. 2004, vol. 5, pp. 55 - 68.

VAN DER MEER, F.; DE JONG, S.; BAKKER, W. (2001): Imaging spectrometry: Basic analytical techniques. In: *Imaging Spectroscopy: Basic Principles and Prospective Applications*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. ISBN 1-4020-0194-0.

VIJDEA, A. M.; SOMMER S.; MEHL, W. (2004): *Use of Remote Sensing for Mapping and Evaluation of Mining Waste Anomalies at National to Multi-county Scale*. 2004, Joint Research Center, Ispra.

VOLPE, V.; SILVESTRI, S.; MARANI, M. (2011): Remote sensing retrieval of suspended sediment concentration in shallow waters. *Remote sensing of Environment*. 2011, vol. 115, pp. 44 - 54.

WIKIPEDIA (2012): *Velká podkrušnohorská výsypka*. 2012, [cit. 2012-07-08]. URL: <http://cs.wikipedia.org/wiki/Velk%C3%A1_podkru%C5%A1nohorsk%C3%A1_v%C3%BDsypka>.

WILLIAMS, D. J. et al. (2002): Assessing mine drainage pH from the color and spectral reflectance of chemical precipitates. *Applied Geochemistry*. 2002, vol. 17, pp. 1273 - 1286.

WITTE, W. G. et al. (1982): Influence of dissolved organic materials on turbid water optical properties and remote-sensing reflectance. *Journal of Geophysical Research*. 1982, vol 87, pp. 441 - 446.

ZABCIC, N. et al. (2005): Mapping surface pH using airborne hyperspectral imagery at the Sotiel - Migollas mine, Spain. In: *Proceedings of 4th EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy: New quality in environmental studies*. 2005, Warsaw.

ZDAŘ BŮH.CZ - Stránky o historii, minulosti a současnosti českého hornictví (2008): *Slojové souvrství sokolovské pánve* [online]. 2008, [cit. 2012-05-06]. URL: <<http://www.zdarbuh.cz/reviry/su/slojove-souvrstvi-sokolovske-panve/>>.

POUŽITÉ DATOVÉ ZDROJE

ArcČR 500: Digitální geografická databáze [cd-rom] © 2003 Arcdata Praha, s.r.o.

CLARK, R. N. et al. (2007): USGS digital spectral library splib06a: U.S. Geological Survey, Digital Data Series 231 [online]. [cit. 2012-05-30].

Český hydrometeorologický ústav: Historická data [online]. [cit. 2012-06-08].

Národní geoportál INSPIRE [online] © 2010-2012 CENIA. URL: <<http://geoportal.gov.cz>>. [cit. 2012-05-06].

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Mapa vymezeného území

Příloha 2: Mapa obsahu rozpuštěného železa ve vodě - empirický index

Příloha 3: Mapa obsahu rozpuštěného železa ve vodě - spectral unmixing

Příloha 4: Mapa obsahu suspenze ve vodě - empirický index

Příloha 5: Mapa obsahu suspenze ve vodě - spectral unmixing

Příloha 6: Údaje o srážkových úhrnech za roky 2009 a 2010

Příloha 7: CD s textem práce

PŘÍLOHA 1: Mapa vymezeného území

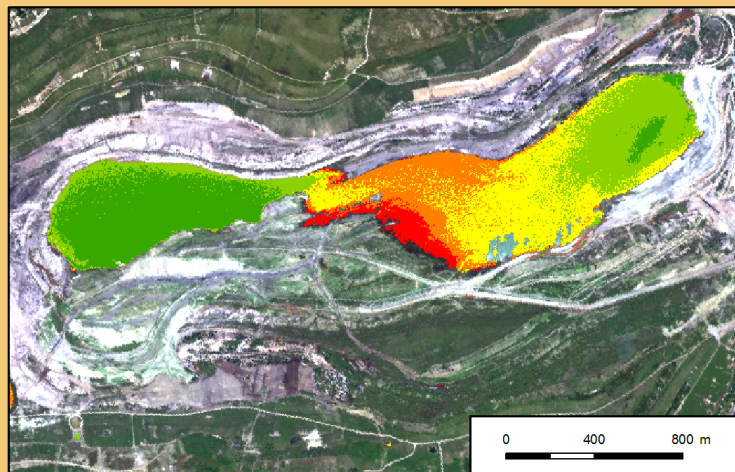


PŘÍLOHA 2: Mapa obsahu rozpuštěného železa ve vodě - empirický index

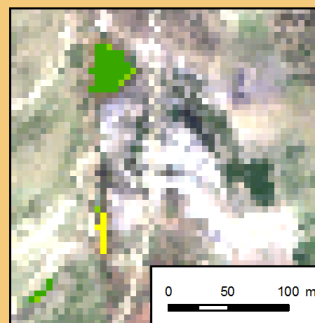
OBSAH ŽELEZA VE VYBRANÝCH VODNÍCH PLOCHÁCH

Oblast Sokolovské hnědouhelné pánve v r. 2009

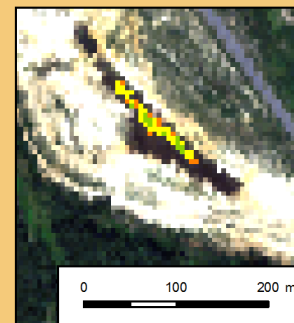
Lokalita Medard



Lokalita PVS



Lokalita Erika



obsah železa

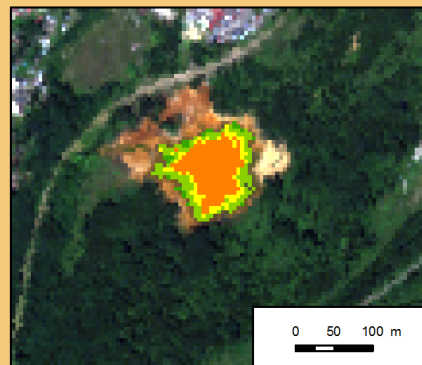


Metoda: klasifikace podle sklonu
mezi $R_{455\text{ nm}}$ a $R_{573\text{ nm}}$

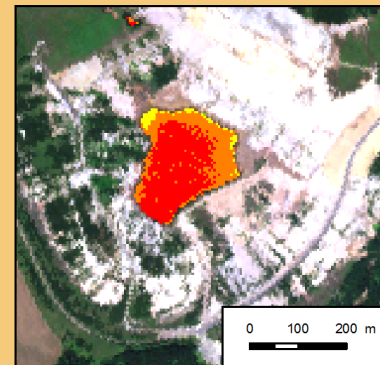
Lenka HLADÍKOVÁ
srpen 2012
Praha



Lokalita Lomnice 5



Lokalita Lítov

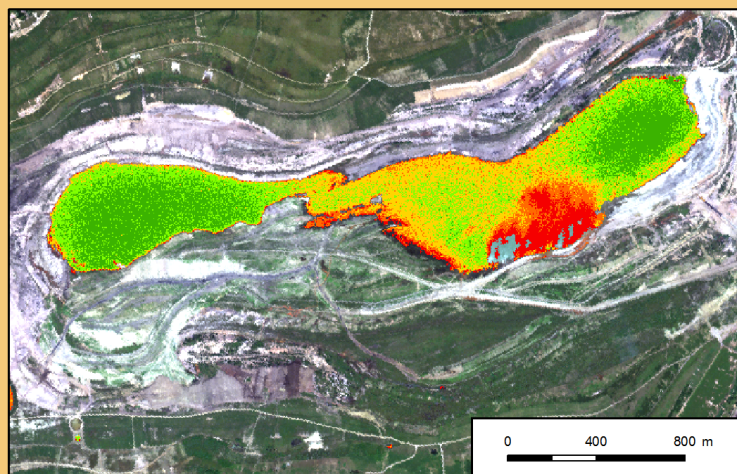


PŘÍLOHA 3: Mapa obsahu rozpuštěného železa ve vodě - spectral unmixing

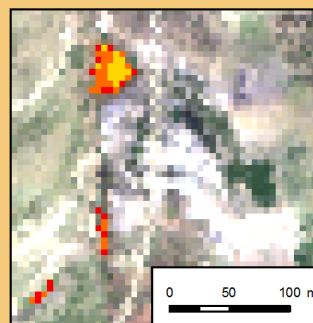
OBSAH ŽELEZA VE VYBRANÝCH VODNÍCH PLOCHÁCH

Oblast Sokolovské hnědouhelné pánve v r. 2009

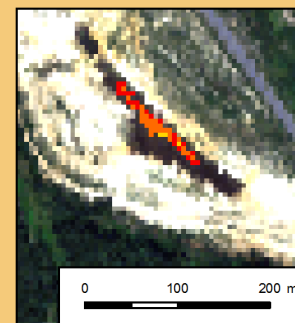
Lokalita Medard



Lokalita PVS



Lokalita Erika



obsah železa

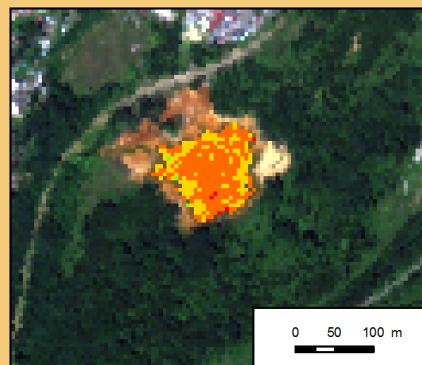


Metoda: linear spectral unmixing

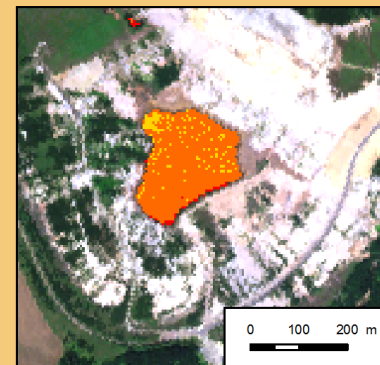
Lenka HLADÍKOVÁ
srpen 2012
Praha



Lokalita Lomnice 5



Lokalita Lítov

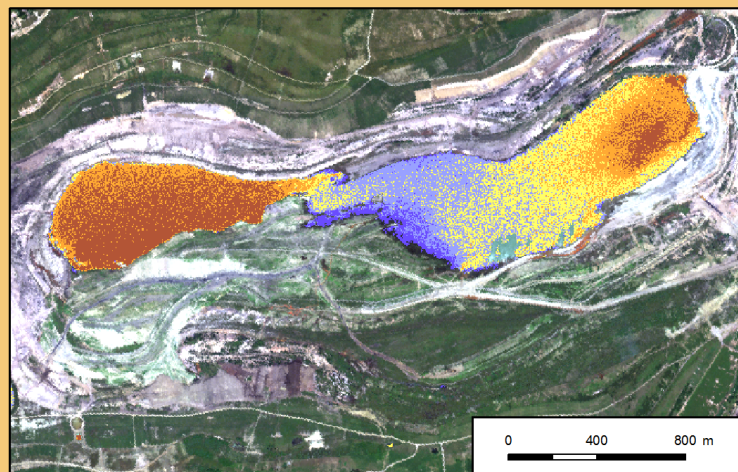


PŘÍLOHA 4: Mapa obsahu suspenze ve vodě - empirický index

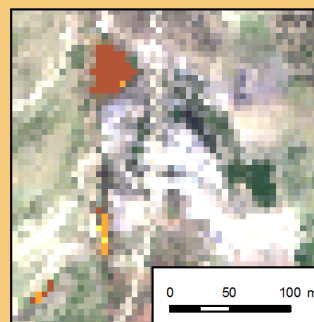
OBSAH SUSPENZE VE VYBRANÝCH VODNÍCH PLOCHÁCH

Oblast Sokolovské hnědouhelné pánve v r. 2009

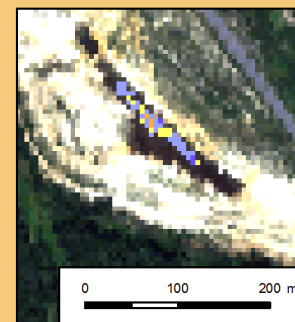
Lokalita Medard



Lokalita PVS



Lokalita Erika



obsah suspenze

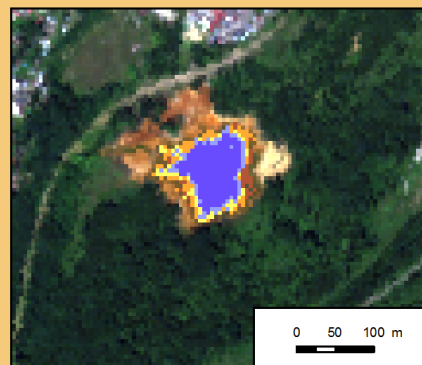


Metoda: klasifikace podle sklonu
mezi $R_{647\text{ nm}}$ a $R_{661\text{ nm}}$

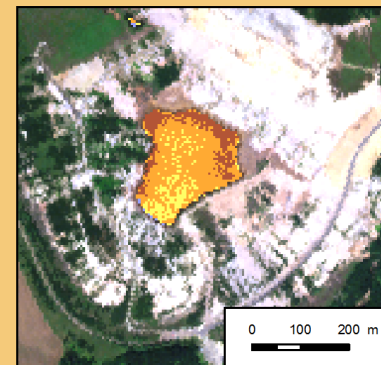
Lenka HLADÍKOVÁ
srpen 2012
Praha



Lokalita Lomnice 5



Lokalita Lítov

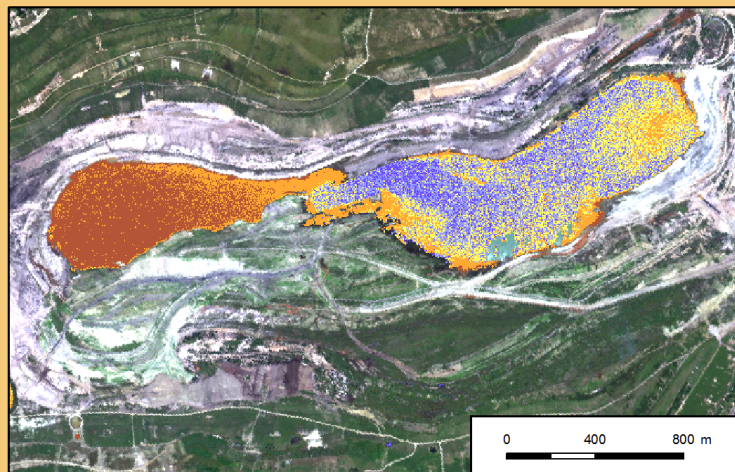


PŘÍLOHA 5: Mapa obsahu suspenze ve vodě - spectral unmixing

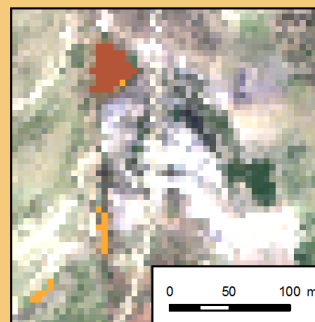
OBSAH SUSPENZE VE VYBRANÝCH VODNÍCH PLOCHÁCH

Oblast Sokolovské hnědouhelné pánve v r. 2009

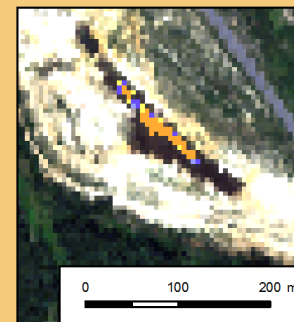
Lokalita Medard



Lokalita PVS



Lokalita Erika



obsah suspenze

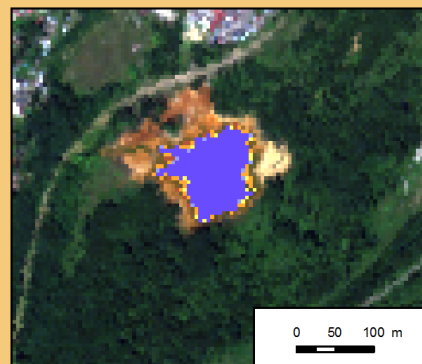


Metoda: linear spectral unmixing

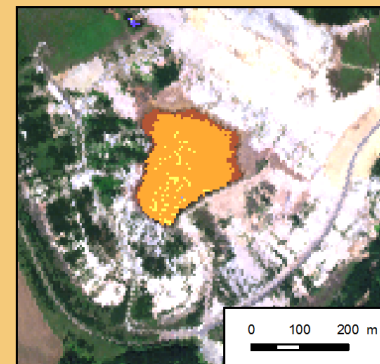
Lenka HLADÍKOVÁ
srpen 2012
Praha



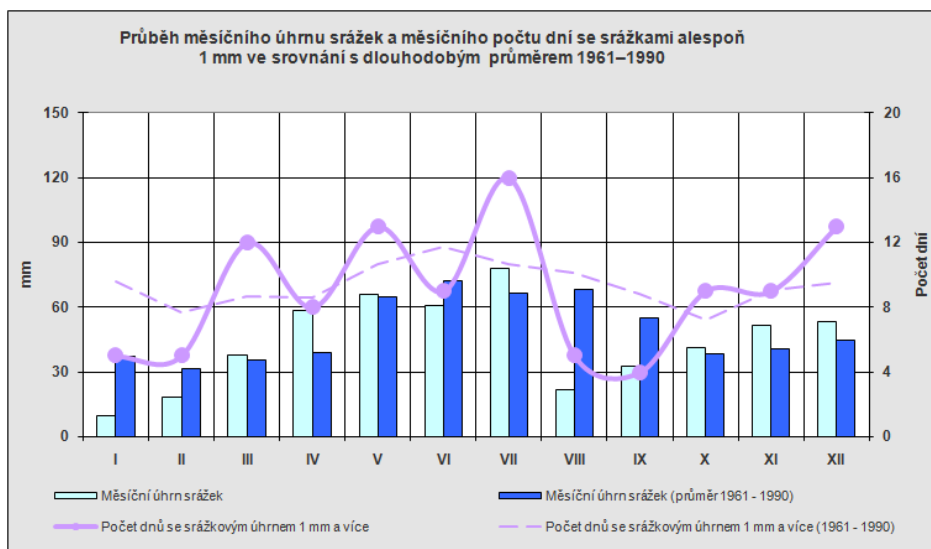
Lokalita Lomnice 5



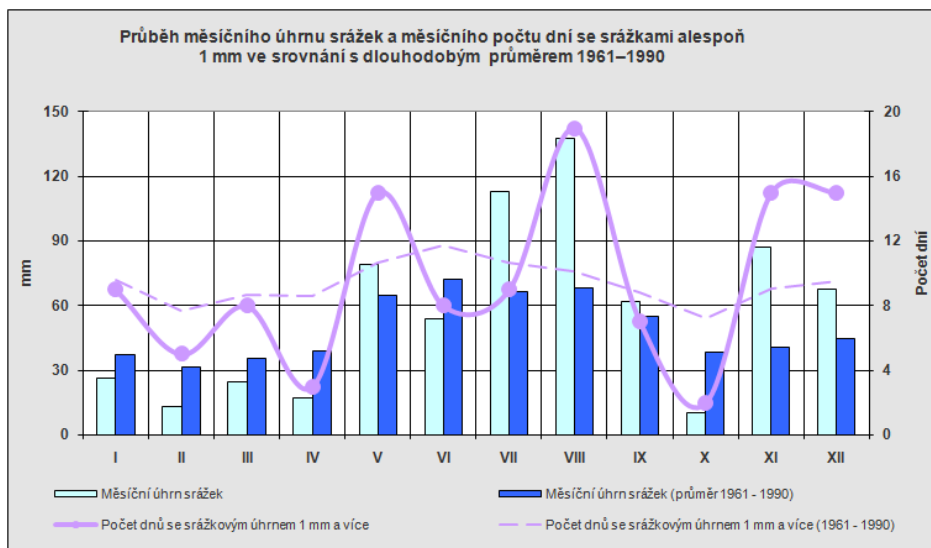
Lokalita Lítov



PŘÍLOHA 6: Údaje o srážkových úhrnech za roky 2009 a 2010



rok 2009



rok 2010